

-----Oorspronkelijk bericht-----

Van: René van Druenen <rene.vandruenen@agrobosbouw.nl>

Verzonden: ma 28-05-2018 08:55

Onderwerp: agrobosbouw en Woerden: Groen in en om de stad

Bijlage: bijlage 2 Agroforestry the next step in sustainable and resilient agriculture.pdf, bijlage 3 Integrating belowground carbon dynamics into Yield-SAFE a parameter sparse agroforestry model.pdf, bijlage 4 Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems.pdf, 1805 bijlage 1 algemeen.pdf, VakbladGroen 02-2018 LR p44-46.pdf, special_groen_in_en_om_de_stad.pdf

Aan: !Griffie];

Aan de gemeenteraad van Woerden

Onlangs heeft de Staat van Utrecht een nieuwe Verdieping uitgebracht: Groen in en om de stad. Daarin worden zes perspectieven onder de loep genomen: groen in relatie tot bevolkingsgroei, klimaatadaptatie, lichamelijke gezondheid, geestelijk welzijn, recreatie en ecologisch evenwicht. Omdat het agro-ecologische systeem agroforestry/agrobosbouw bij in ieder geval een aantal van deze perspectieven een positieve rol zou kunnen spelen, zijn we zo vrij om u hierbij wat algemene informatie over agrobosbouw te sturen, inclusief een paar artikelen ter onderbouwing daarvan.

Agrobosbouw is niet alleen het wereldwijd meest bekende agro-ecologische systeem, maar op dit moment ook het meest veelbelovende. Een voorbeeld: *"Nature produces its bounty while requiring no plowing, no fertilizer, and no pest control - in fact, no inputs of any kind. It runs entirely on solar energy and generates no harmful waste products. Its biological diversity allows dynamic adaptation in the face of external change. If our agricultural systems can more closely mimic the functionality of nature, they can become more stable and resilient. Building such a system is without a doubt a challenging task, requiring a variety of tools. Agroforestry can provide the next step in sustainable agriculture by promoting and implementing integrated, biodiverse processes to increase yields, decrease harmful effects, and advance our understanding of the complex interactions involved in increasing food production while minimizing damage."* (uit: *Agroforestry - The next step in sustainable and resilient agriculture*; zie bijlage 2)

Agrobosbouw is ook een agro-ecologisch systeem dat wat het klimaat en onze klimaatdoelen betreft toekomstbestendig/toekomstgericht is. Een voorbeeld: *"The assessment indicated that agroforestry is a more resilient land use system under future climate change, and will retain and input higher levels of carbon in the soil in comparison with conventional arable agriculture."* (uit: *Integrating belowground carbon dynamics into Yield-SAFE, a parameter sparse agroforestry model*; zie bijlage 3)

Een agro-ecologisch systeem als agrobosbouw mag dan nog wel "wat ver van de gangbare praktijk staan" (zie het citaat helemaal bovenaan), er is al veelbelovend praktijkonderzoek beschikbaar. Een voorbeeld: *"Agroforestry systems (AFS) have a large potential to deliver a wide range of ecosystem services (ES). In field and crop management, changes to factors such as regulatory ES delivery are rarely taken into account, in part due to the paucity of detailed quantification of how trees affect biophysical field characteristics. This is especially true for arable systems in temperate climates. We have therefore assessed the influence of rows of trees of varying size on the prevailing soil characteristics in arable AFS. Spatial variability of soil organic carbon, acidity and nutrient status (N, P, K, Ca, Mg and Na) of the plough layer were analysed on a set of 17 arable agroforestry fields comprising 6 young (< 5 years) alley cropping fields and 11 fields bordered by a row of trees of moderate to older age (15-47 years) in Belgium. Significantly higher soil organic carbon and soil nutrient concentrations of N, P, K, Mg and Na were observed in the vicinity of trees in field boundaries, most likely resulting from the input of tree litter and nutrient-enriched throughfall water (for K and Na). Observed increases were strongly related to the distance from the tree row, resulting in a gradual change in soil conditions up to at least 30 m into the field. No significant effects of distance from the tree rows on soil characteristics were found in the young alley cropping fields. These results highlight the potential of middle-aged to mature tree rows to increase soil organic carbon stocks and nutrient availability for the agricultural crop in AFS."* (uit: *Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems*; zie bijlage 4)

Veelbelovend genoeg voor Wageningen: "We willen de komende jaren als WUR stevig op dit thema inzetten. We noemen het een investeringsthema waar je echt kennis en kunde voor gaat verzamelen en in de praktijk gaat beproeven. Het is positief voor de biodiversiteit, gunstig voor de opslag van koolstof, goed voor de bodemvruchtbaarheid en het helpt op een natuurlijke manier bij plaag-bestrijding." (Marcel Vijn, WUR, in Nieuwe Oogst van 30 september 2017), met als eerste concrete WUR-project 'Agroforestry: 1 + 1 = 3' waarin wij ook deelnemen (zie verder bijvoorbeeld: <https://www.wur.nl/nl/nieuws-wur/Show/Agroforestry-wordt-nieuwe-standaard-voor-duurzame-landbouw.htm>). Zie voor meer algemene informatie over agrobosbouw bijlage 1 bij deze e-mail.

Natuurlijk zijn we altijd bereid om u desgevraagd (mondeling of schriftelijk) aanvullende informatie te verschaffen over agrobosbouw en de mogelijkheden die dit agro-ecologische systeem uw gemeente kan bieden.

Kernbegrippen:

- klimaatmitigatie en -adaptatie
- biodiversiteit
- CO2 opslag
- herstel bodem
- overgang stad - land
- overgang natuur - landbouw
- recreatie
- water
- economie + ecologie

Met vriendelijke groet,



Coöperatie Agrobosbouw NL

René van Druenen + Esther Vastrick
Postadres:
Europastraat 59
6235 BT Ulestraten
06-48608362
rene.vandruenen@agrobosbouw.nl

We hebben een nieuw verdienmodel voor de landbouw nodig

Want het is de natuur, met een gezonde bodem, schoon water en talloze organismen die aan de basis staat van onze voedselproductie.

De biodiversiteit loopt terug in Nederland. Ondanks positieve berichten over meer broedvogels en dagvlinders in de natuur, bleken de populaties dieren en planten die van het boerenland afhankelijk zijn, zoals weidevogels, dagvlinders en vaatplanten, de afgelopen 25 jaar met maar liefst 40 procent gedaald te zijn.

Als reactie lanceerde het Ministerie van Economische Zaken de term 'natuurinclusieve landbouw' in de Rijksnatuurvisie: "een manier van voedselproductie die op economische wijze en tot wederzijds voordeel is verweven met natuur". Een interessant voornemen, maar eigenlijk wordt in de praktijk het beleid van het agrarisch natuurbeheer vooral voortgezet terwijl dat tot op heden niet succesvol is gebleken. Hoge grondprijzen en concurrentie op de wereldmarkt dwingen boeren tot verdere kostprijsverlaging en hogere opbrengsten per hectare. Natuurbehoud is dan dus steeds lastiger in te passen. Natuurinclusief boeren lijkt daarmee niet de kentering te zijn die we nodig hebben. Laten we het eens omdraaien, en uitgaan van 'landbouwinclusieve natuur': landbouw die onderdeel is van de natuur. In onze optiek kan die wél toekomst bieden aan zowel boeren als natuur.

Bij natuurinclusieve landbouw treffen boeren maatregelen die bijvoorbeeld weidevogels beschermen, en daarvoor kunnen zij een financiële vergoeding krijgen. Deze maatregelen hebben echter alleen effect tijdens de looptijd van de subsidie. Stopt de subsidie, dan stopt de boer met maatregelen. Ook de huidige intensivering van melkveebedrijven als gevolg van vrijgegeven melkrechten, staat haaks op effectief agrarisch natuurbeheer. Dit gaat dus wederom ten koste van weidevogels en andere fauna. Om de belangrijke natuur in boerenland daadwerkelijk weer een kans te geven, is een kentering nodig.

En die begint met een beleid gericht op *landbouwinclusieve natuur*. Hiermee gaan we terug naar de basis van het landbouwbedrijf. Natuur is dus geen onderdeel van de landbouw, maar landbouw is een onderdeel van de natuur en gebruikt de kracht ervan om voldoende voedsel te produceren.

Verder is de uitdaging het voedsel zodanig te produceren dat de natuur buiten het landbouwbedrijf er niet onder te lijden heeft. Dat gebeurt namelijk nu wel: door het gebruik van kunstmest en chemische bestrijdingsmiddelen, door verwijderen van landschapselementen, verlaging van het waterpeil, het gebruik van zware machines en allerlei andere ingrepen is de natuur op het boerenbedrijf als het ware gemarginaliseerd. Met desastreuze gevolgen voor de soorten die van dat open boerenland afhankelijk zijn. Het is daarnaast de vraag in hoeverre deze grote afhankelijkheid van externe hulpmiddelen boeren op de lange termijn perspectief biedt.

Het concept van landbouwinclusieve natuur biedt mogelijkheden voor een nieuw verdienmodel in de landbouw. Het gaat uit van de functionele biodiversiteit op het bedrijf en daarbij horende landschapselementen afgestemd op het agrarisch gebied. In deze nieuwe vorm wordt de afhankelijkheid van externe middelen (kunstmest, krachtvoer, bestrijdingsmiddelen, antibiotica, etc.), de out of pocket kosten vervangen door optimalisatie van interne middelen (= bedrijfskapitaal, biodiversiteit, kringlopen, bedrijfsvoering, etc.).

Hierdoor ontwikkelt zich een robuust bedrijfssysteem dat tegen een stootje kan en meer in staat is om zichzelf te reguleren. Het slim bevorderen en gebruiken.

Dit schreef Jan Willen Erisman (hoogleraar Integrale Stikstofstudies VU en directeur van het Louis Bolk Instituut) zo'n twee jaar geleden, op 29 januari 2016, al in een opiniestuk. Twee benaderingen, natuurinclusieve landbouw zoals voorgestaan door het Ministerie van Economische Zaken, en landbouwinclusieve natuur zoals voorgestaan door Jan Willem Erisman, die elkaar wat ons betreft prima moeten kunnen aanvullen. Ook of juist als het gaat om ontwikkelingen uiteenlopend van een zienderogen afnemende biodiversiteit en een sterk afnemende bodemvruchtbaarheid tot de voortdurende verzuring van bodem en water en de landschapspijn die in steeds meer regio's van ons land wordt ervaren. Allemaal ontwikkelingen waarbij aan de landbouw een bepaald niet gunstige rol wordt toebedeeld. Ontwikkelingen ook waarbij de landbouw ook een nieuwe, toekomstbestendige rol kan gaan spelen, en wel in de vorm van agrobosbouw.

De FAO hanteert deze definitie voor agrobosbouw: agrobosbouw is de collectieve naam voor landgebruikssystemen en -technologieën waarbij houtige meerjarige planten (bomen, struiken, kruiden, etc.) weloverwogen worden gebruikt op dezelfde percelen als éénjarige landbouwkundige gewassen en/of dieren, in een bepaalde ruimtelijke indeling of in een bepaalde volgorde in tijd. In een agro-ecologisch systeem als agrobosbouw vinden er zowel ecologische als economische interacties plaats tussen de verschillende onderdelen.

De belangstelling voor agrobosbouw stijgt wereldwijd al jaren, in Europa mede dankzij EU-onderzoeksprojecten als het onlangs afgeronde AGFORWARD (AGroFORestry that Will Advance Rural Development) waarin is voortgebouwd op de resultaten uit het eerdere SAFE (Silvoarable Agroforestry For Europe) EU-onderzoeksproject. Agrobosbouw is overigens niet nieuw, Europa kent nog ruim 15 miljoen hectare agrobosbouw, ongeveer 6.5% van alle voor landbouw in gebruik zijnde grond, uiteenlopend van zo'n 50% in landen als Griekenland en Portugal tot maar enkele procenten in landen als het onze.

Bij onderwijs- en onderzoeksinstituten als Wageningen University & Research (WUR) neemt de belangstelling voor agrobosbouw de laatste tijd ook sterk toe: "We willen de komende jaren als WUR stevig op dit thema inzetten. We noemen het een investeringsthema waar je echt kennis en kunde voor gaat verzamelen en in de praktijk gaat beproeven. Het is positief voor de biodiversiteit, gunstig voor de opslag van koolstof, goed voor de bodemvruchtbaarheid en het helpt op een natuurlijke manier bij plaagbestrijding." (Marcel Vijn, WUR, in Nieuwe Oogst van 30 september 2017).

Zie voor een voorbeeld een WUR-project waarin wij als coöperatie partner zijn (<https://www.wur.nl/nl/Expertises-Dienstverlening/Onderzoeksinstituten/plant-research/show-wpr/5-vragen-over-Agroforestry-bomen-en-landbouw-op-een-perceel.htm>). In datzelfde kader is onlangs in de serie 'Wageningen Dialogues' (de naam waaronder de WUR de dialoog met stakeholders en de maatschappij aangaat) ook de 'agrobosbouwdialoog' opgestart, zie deze link voor actuele informatie daarover: <https://www.wur.nl/nl/nieuws-wur/Show/Agroforestry-wordt-nieuwe-standaard-voor-duurzame-landbouw.htm>).

En de belangstelling voor agrobosbouw bij de agrarische sector neemt ook toe. Op onze oproep reageerden onlangs bijvoorbeeld enkele tientallen boeren (van akkerbouwers en tuinbouwers tot rundvee-, varkens- en pluimveehouders), overheden, landgoed- en andere grondeigenaren verspreid over het hele land die op de een of andere manier medewerking willen gaan verlenen aan het realiseren van pilots op het gebied van agrobosbouw waarin gedurende langere tijd praktijkervaring kan worden opgedaan met de uitbouw van de gehele agrobosbouwketen. Het is de bedoeling dat teams van Hogeschool Van Hall Larenstein en mogelijk ook HAS Den Bosch (daar overleggen we nog over) die pilots gaan mee helpen opstarten en begeleiden.

Agrobosbouw is om te beginnen een interessante optie voor boeren als het om hun inkomen (szekerheid) gaat. Het is ook een interessante optie voor ons allemaal: het levert natuur c.q. biodiversiteit op; een gezonde, levende bodem; voedsel en inlands hout; een aantrekkelijk(er) landschap, zonder harde overgangen tussen stad en platteland of tussen natuur- en landbouwgebieden; recreatiemogelijkheden, etc. En het is ook een interessante optie voor sectoren die op zoek zijn naar klimaatcompensatie voor hun CO₂-uitstoot door CO₂-vastlegging in hout en bodem op een wijze die in ons eigen land een veelvoud aan bijkomende voordelen kan gaan opleveren.

René van Druenen + Esther Vastrick
Coöperatie Agrobosbouw NL
mei 2018

LER: Land Equivalent Ratio

Om de opbrengst van een agrobosbouwperceel te kunnen berekenen wordt vaak gewerkt met de zogenaamde LER (Land Equivalent Ratio): hoeveel oppervlakte in monocultuur vorm is er nodig om dezelfde opbrengst te halen als op bijvoorbeeld een agrosakker. Bij een LER groter dan 1 is er sprake van een meeropbrengst als je gewassen combineert met bomen e.d. Zo levert de teelt van radijsjes in een perenboomgaard bijvoorbeeld een LER op van 1,65 voor economisch opbrengst en 2,0 voor biomassaopbrengst.

Agrobosbouw NL

Coöperatie

De Coöperatie Agrobosbouw NL heeft als formele doelstelling 'het genereren van samenhang tussen landbouw en natuur door toe te werken naar een veerkrachtig en economisch rendabel voedselsysteem dat dient als drager van biodiversiteit, ecologische functionaliteit, werkgelegenheid en maatschappelijke gebruiks- en belevingswaarden.'

makelen

makelen: door zijn
bemiddeling tot stand
brengen

uit: Van Dale Groot Woordenboek der
Nederlandse Taal

Makelen gaat wat ons betreft in essentie om verbinden, om mensen bij elkaar brengen. Vanuit een lokale of regionale omgeving gaan we als coöperatie dan ook op zoek naar partijen die op enigerlei wijze betrokken kunnen c.q. willen zijn bij een project op het gebied van agrobosbouw, uiteenlopend van buurtbewoners en agrarische en andere ondernemingen tot overheids-, onderwijs- en andere sociaal-maatschappelijke instellingen. De coöperatie zoekt in haar rol als procesbegeleider actief naar projecten en daarbij passende financieringsmogelijkheden, betreft belanghebbenden daarbij en schakelt experts en mensen met ervaring daarbij in. Verder stelt de Coöperatie Agrobosbouw NL zich ten doel om:

- expliciet wetenschap en onderzoek op het gebied van agrobosbouw te stimuleren door deze daar waar mogelijk te verbinden aan de projecten, onder meer om te kunnen komen tot een KWIN Agrobosbouw; hierbij streven we ernaar om gebruik te maken van wetenschappelijk ontwikkelde modelleringstechnieken als System Dynamics en Agent Based Modeling om te komen tot een dieper inzicht in de complexe systemen waar voedsel en voedselproductie deel van uit maken;
- initiatieven te ontwikkelen en te ondersteunen rondom het verwaarden van CO₂ opslag, biodiversiteit en andere ecosysteemdiensten.
- verbindingen te zoeken en te leggen tussen agrobosbouw en innovatieve ontwikkelingen als robotisering en blockchaintechnologie.

Exploitatiemaatschappij

Parallel daaraan gaat de Exploitatiemaatschappij Agrobosbouw NL op zoek naar partijen die een toegevoegde waarde kunnen hebben voor de keten, ieder vanuit de eigen kennis en kunde. Daartoe brengt deze exploitatiemaatschappij al direct vanaf het begin de totale keten zoveel mogelijk in kaart om bij de opzet en uitbouw ervan de juiste partijen te kunnen betrekken. Coöperatie én exploitatiemaatschappij streven ernaar om kennis en kunde te delen met en tussen de projecten waarbij ze zijn of waren betrokken, zodat er lerende ondernemingen ontstaan, waar leden kennis en ervaring kunnen brengen en halen.

Stichting

De Stichting Agrobosbouw NL tenslotte richt zich breed op de promotie en bevordering van de toepassing van (onderdelen van) agrobosbouw in ons land.

Bijlage

Aanvullende voorbeelden recente activiteiten Coöperatie Agrobosbouw NL

- We werken mee aan het uitwerken en realiseren van het plan van aanpak van het eind 2016 door Staatsbosbeheer, Natuur + Milieu en de vaderlandse houtsector aan de regering aangeboden Actieplan Bos en Hout.
- We leggen in overleg met de Green Deal Pilot Nationale Koolstofmarkt de laatste hand aan het opzetten van een CO₂-aanpak in relatie met agrobosbouw waarbij deelnemende boeren direct vanaf het eerste jaar na aanplant al een vergoeding voor op hun grond aangeplante bomen ontvangen. In dat kader overwegen we ook om ons formeel aan te sluiten bij deze Green Deal.
- We hebben kort voor de zomer vorig jaar contact opgenomen met de Wetenschapswinkel van de WUR over een onderzoek dat antwoord zou moeten geven op twee vragen: welke wet- en regelgeving is relevant voor de ontwikkelingsrichtingen natuurinclusieve landbouw en landbouw-inclusieve natuur (agrobosbouw)? Welke aanpassingen daarin zijn noodzakelijk om beide ontwikkelingsrichtingen optimaal de ruimte te geven? Onder wet- en regelgeving vallen in dit kader ook het GLB en de daaronder vallende vergroeningsmaatregelen. Inmiddels is er een team gevormd dat aan slag is gegaan met deze vragen, een brochure wordt binnenkort uitgebracht.
- We onderzoeken de mogelijkheden om al in een vroeg stadium agent based modeling (ABM: 'a way of representing complex systems of autonomous agents or actors, and of simulating the multiple potential outcomes of these agents behaviors and interactions in the form of a range of alternatives or futures') of een vergelijkbaar systeem te gebruiken, vooral gericht op het direct vanaf het begin al ontwikkelen van reeksen scenario's gericht op het zo duurzaam mogelijke door ontwikkelen van agrobosbouw samen met de agrobosbouwketen (TU Delft).
- We onderzoeken de mogelijkheden van toepassing van nieuwe technologieën als Blockchain in de agrobosbouwketen (WUR) en van robotica in de agrobosbouw zelf (WUR + ondernemingen).
- Op onze oproep reageerden vorig jaar enkele tientallen boeren (van akkerbouwers en tuinbouwers tot rundvee-, varkens- en pluimveehouders), overheden, landgoed- en andere grondeigenaren verspreid over het hele land die op de een of andere manier medewerking willen gaan verlenen aan het realiseren van pilots op het gebied van agrobosbouw waarin gedurende langere tijd praktijkervaring kan worden opgedaan met de uitbouw van de gehele agrobosbouwketen. Het is de bedoeling dat teams bestaande uit onderzoekers en studenten van Hogeschool Van Hall Larenstein en mogelijk ook de HAS in Den Bosch (daarover vindt nu overleg plaats) die pilots gaan mee helpen opstarten en begeleiden. Met een aantal pilots gaan we meedoen aan de prijsvraag 'Brood en Spelen'.
- Bij de door het Waterschap Rivierenland op 22 september vorig jaar georganiseerde Eureka!thon werd de op basis van agrobosbouw ontwikkelde pilot 'Levende dijken' door de jury tot winnaar uitgeroepen. Het Waterschap heeft ons laten weten dat het inzet op het realiseren van deze pilot nog dit jaar en dat het toenmalige team daarbij actief zal worden betrokken. Daarnaast is het de bedoeling dat we samen ook een praktijkproef rondom agrobosbouw in het veenweidegebied van de Alblasserwaard gaan opzetten.
- We zijn lid van de brede Transitiecoalitie Voedsel.
- Naar aanleiding van de eerste vervolgbijeenkomst op 17 januari over de aanpak van het 'Deltaplan Biodiversiteitsherstel groene ruimte in Nederland' zoals opgenomen in de op 21 november in Driebergen opgestelde 'Verklaring van Driebergen' hebben we de kwartiermakers van het deltaplan voorzien van de nodige informatie over (de mogelijkheden van) agrobosbouw als het om het herstel van biodiversiteit gaat.
- De Waterleiding Maatschappij Limburg wil de mogelijkheden van agrobosbouw die past in waterwingebieden of grondwaterbeschermingsgebieden, (laten) onderzoeken, samen met groepjes studenten. Onlangs hebben we daar 3 grote locaties (allemaal gelegen in de buurt van Maastricht) voor uitgekozen.

Definities en terminologie agrobosbouw

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations)

Agroforestry is a collective name for land-use systems and technologies where woody perennials (trees, shrubs, palms, bamboos, etc.) are deliberately used on the same land-management units as agricultural crops and/or animals, in some form of spatial arrangement or temporal sequence. In agroforestry systems there are both ecological and economical interactions between the different components.

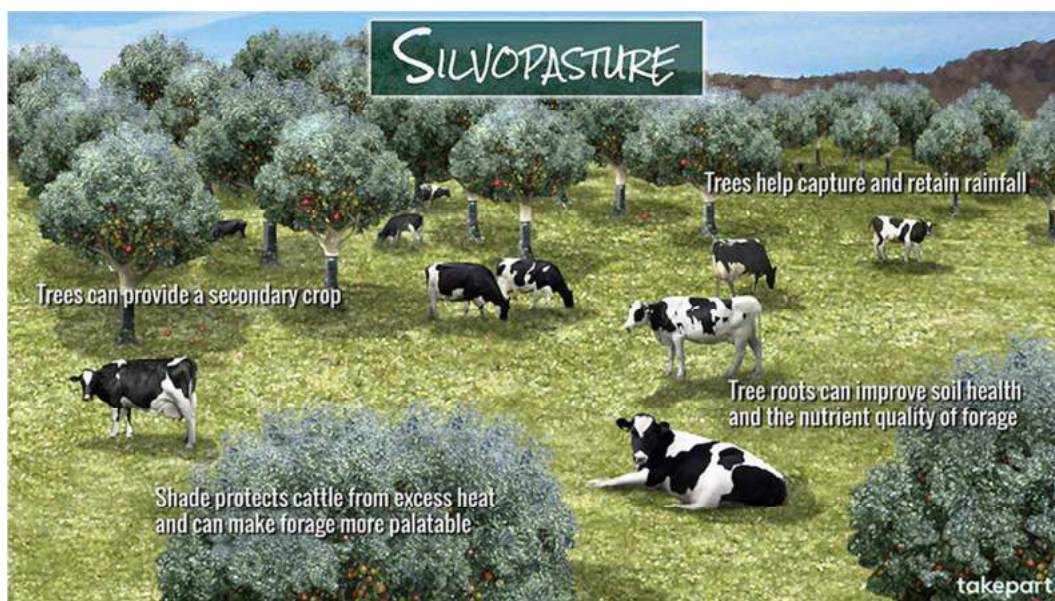
Deze van de FAO afkomstige definitie hebben we als volgt vertaald voor de Nederlandse situatie:

Agrobosbouw is de collectieve naam voor landgebruikssystemen en -technologieën waarbij houtige meerjarige planten (bomen, struiken, kruiden, etc.) weloverwogen worden gebruikt op dezelfde percelen als éénjarige landbouwkundige gewassen en/of dieren, in een bepaalde ruimtelijke indeling of in een bepaalde volgorde in tijd. In een agro-ecologisch systeem als agrobosbouw vinden zowel ecologische als economische interacties plaats tussen de verschillende onderdelen.

USDA, het Amerikaanse ministerie van landbouw, hanteert de volgende vijf vormen van agroforestry/ agrobosbouw die wij hebben teruggebracht tot vier:

Silvopasture > **agrobosweide**

Bij agrobosweides worden bomen en veehouderij (koeien, paarden, schapen, geiten, varkens, kippen e.d.) met elkaar gecombineerd op één perceel (zie bijvoorbeeld ook onze hoogstamboomgaarden). De bomen produceren naast hout fruit en noten e.d. en zorgen tegelijkertijd voor schaduw en bescherming tegen extreme weersomstandigheden: de hete zomerzon, de snijdende winterwind en stevige stortbuien.



copyright takepart

Alley cropping > **agrobosakker**

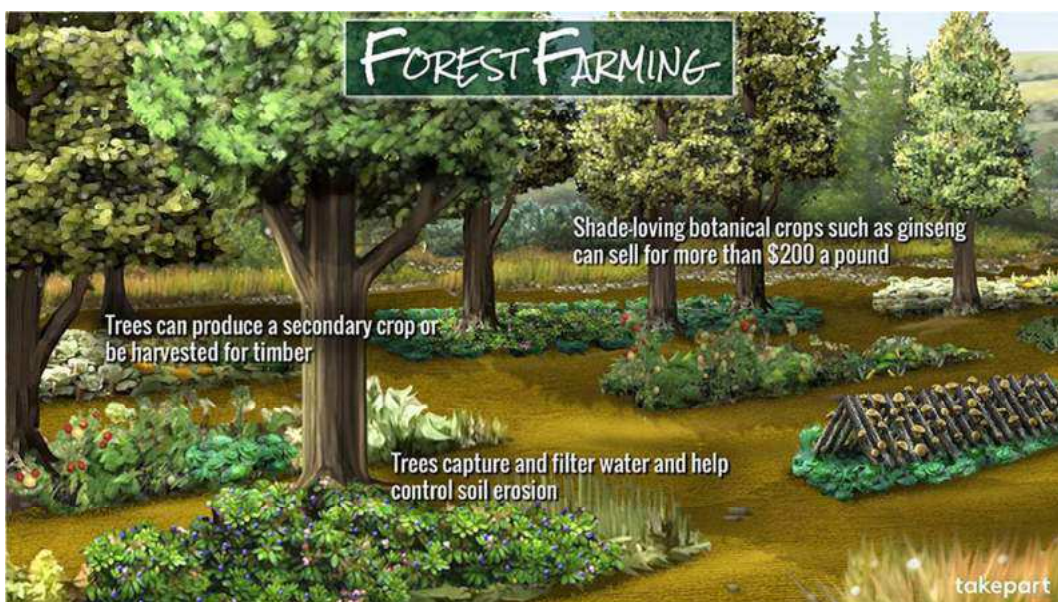
Bij agrobosakkers worden bomen (en andere opgaande begroeiing) en akkerbouw (groenten, granen, bloemen, kruiden e.d.) met elkaar gecombineerd, vaak in rijen (strokenteelt). De combinatie van dieper wortelende bomen (en andere opgaande begroeiing) met oppervlakkiger wortelende akkergewassen blijkt onder de grond bijvoorbeeld te zorgen voor een grotere beschikbaarheid van nutriënten en een groter waterbergend en koolstof opnemend vermogen.



copyright Fogelina Cuperus / WUR

Forest farming > **agrobos**

Bij agrobossen worden open bossen/bosranden naast de productie van hout en andere biomassa ook ingezet voor de teelt van fruit en noten e.d. of de productie van paddenstoelen, (medicinale) kruiden en ander producten afkomstig van schaduwminnende planten.



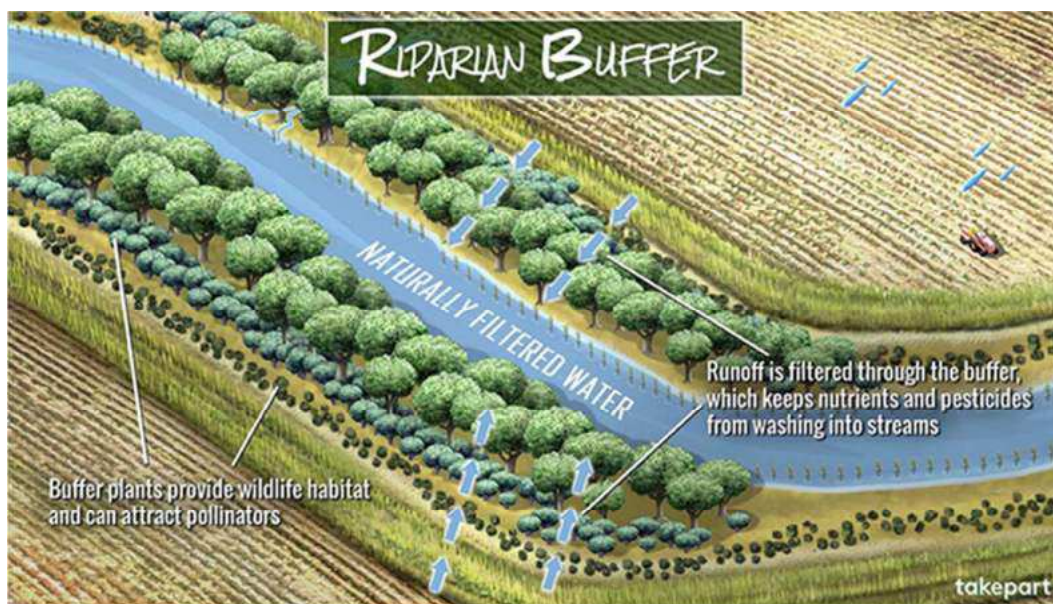
copyright takepart

Windbreaks > agrobosbuffer (wind)

Deze - bij voorkeur uit meerdere lagen opgebouwde - agrobuffers beschermen (als lijnvormige landschapselementen) planten, dieren, gebouwen en de bodem (erosie) tegen wind en stof; zorgen voor een gunstig microklimaat; vormen corridors voor dieren en kunnen minimaal voorzien in hun onderhoudskosten.

Riparian Forest Buffers > agrobosbuffer (water)

Deze - bij voorkeur uit meerdere lagen opgebouwde - agrobuffers verminderen (als beekbegeleidende beplanting) de oppervlakkige uitspoeling van nutriënten naar beken e.d. en de eutrofiëring daarvan; vertragen de oppervlakkige afstroom van regenwater bij stortbuien; en kunnen minimaal voorzien in hun eigen onderhoudskosten.



copyright takepart

Benadering agrobosbouw

Je kunt agrobosbouw op verschillende manieren benaderen:

- * vanuit de natuur aan het ene uiteinde van een lijn of vanuit de landbouw aan het andere uiteinde

natuur > ----- < landbouw

Agrobosbouw richt zich als agro-ecologisch systeem vooral op het hele gebied dat ligt tussen volwaardige natuur en (intensieve) landbouw.

voedselbossen/plukbossen worden als natuur gezien en niet als landbouw omdat ze afgezien van een recreatieve en/of educatieve functie geen enkele economische betekenis hebben

- * vanuit landbouwinclusieve natuur aan het ene uiteinde van een lijn of vanuit de natuurinclusieve landbouw aan het andere uiteinde

landbouwinclusieve natuur > ----- < natuurinclusieve landbouw

Agrobosbouw werkt als agro-ecologisch systeem vanuit landbouwinclusieve natuur.

Je kunt agrobosbouw ook op andere manieren benaderen:

- * in dimensies:

2 dimensies > lengte x breedte (plat vlak): een akker bijvoorbeeld

3 dimensies > lengte x breedte x hoogte: een boomgaard bijvoorbeeld

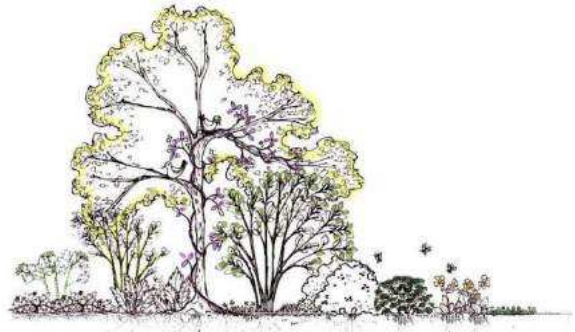
4 dimensies > 3 dimensies + tijd: het combineren van zomer- en winterteelten bijvoorbeeld

5 dimensies > 3 dimensies + tijd + interacties boven en in de grond

- * in lagen:

van hoog naar laag:

- hoge bomen (kroonlaag)
- lagere bomen
- struiken
- kruidlaag
- klimmers
- bodembedekkers
- knol- en bolgewassen
- rhizosfeer



Waar mogelijk worden in de agrobosbouw zoveel mogelijk lagen toegepast.

Agrobosbouw functies en diensten

Biologische productiebronnen

- productie van voedsel
- productie van ruwvoer
- productie van hout, vezels en biomassa (o.a. t.b.v. alternatieve duurzame energieopwekking)
- productie van medicinale (grond)stoffen

Ecosysteemdiensten

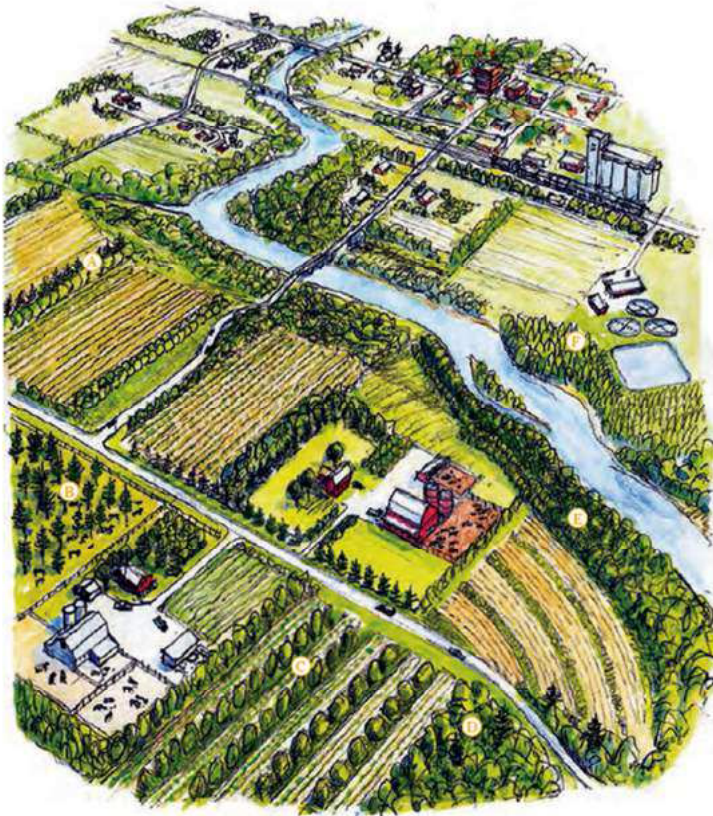
- opname koolstofdioxide en stikstof
- productie zuurstof
- voorziening habitat / verhoging biodiversiteit (uiteenlopend van insecten, vogels, amfibieën en vleermuizen tot het bodemleven)
- handhaving genetische diversiteit (in relatie met voorziening in habitat)
- afvang en afbraak van verontreinigende stoffen (fijnstof, ammoniak e.d.)
- opslag en recycling van voedingsstoffen
- bestuiving
- bescherming van waterkwaliteit en waterkwantiteit
- herstel na catastrofale gebeurtenissen (grotere veerkracht)
- stabiliserende werking bij klimaatveranderingen (bescherming tegen zonnehitte, afremming verdamping, opvang extremen > neerslag, vorst, wind)
- handhaving stabiele ecosystemen
- vorming en instandhouding gezonde bodem en gezond bodemleven (gaat erosie tegen)
- zorgt voor het vrijkomen van nutriënten in diepere lagen van de bodem

Sociale diensten

- voorziening van recreatieve mogelijkheden
- voorziening in culturele waarden
- voorziening van locaties voor onderzoek
- voorziening van locaties voor educatie
- gemeenschapsvorming
- afname geluids- en visuele verstoringen
- imagoverbetering agrarische sector: naar een maatschappelijk breed gedragen sector

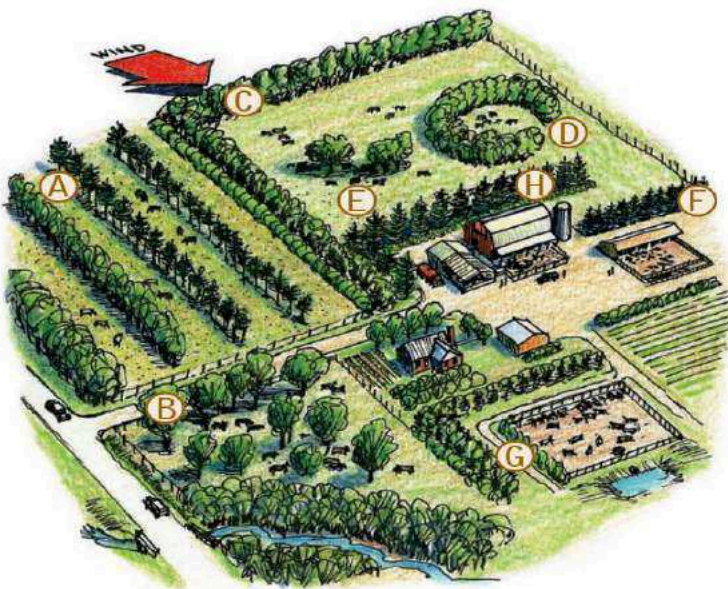
Economische diensten

- geschikt voor (aanvulling van) lokale en regionale voedselvoorziening
- geschikt voor stimulering van lokale en regionale circulaire (economische) kringlopen
- levert arbeidsplaatsen op
- levert inkomen(zekerheid) op
- komt tegemoet aan toenemende vraag van consumenten naar duurzaam (lokaal) geproduceerd voedsel



- | | |
|---|-----------------------|
| A | agrobosbuffer (wind) |
| B | agrobosweide |
| C | agrobosakker |
| D | agrobos |
| E | agrobosbuffer (water) |

USDA



- | | |
|-------|-------------------------|
| A | agrobosweide / lineair |
| B | agrobosweide / gespreid |
| C D | agrobosbuffer (wind) |
| E | agrobosweide |
| F G H | agrobosbuffer (wind) |

USDA

Review

Agroforestry—The Next Step in Sustainable and Resilient Agriculture

Matthew Heron Wilson ¹ and Sarah Taylor Lovell ^{2,*}

¹ 1105 Plant Sciences Laboratory, Department of Crop Sciences, University of Illinois at Urbana-Champaign, Urbana, IL 61801, USA; mhwilso2@illinois.edu

² 1009 Plant Sciences Laboratory, Department of Crop Sciences, University of Illinois at Urbana-Champaign, Urbana, IL 61801, USA

* Correspondence: stlovell@illinois.edu; Tel.: +1-217-244-3433

Academic Editor: Sean Clark

Received: 30 April 2016; Accepted: 12 June 2016; Published: 18 June 2016

Abstract: Agriculture faces the unprecedented task of feeding a world population of 9 billion people by 2050 while simultaneously avoiding harmful environmental and social effects. One effort to meet this challenge has been organic farming, with outcomes that are generally positive. However, a number of challenges remain. Organic yields lag behind those in conventional agriculture, and greenhouse gas emissions and nutrient leaching remain somewhat problematic. In this paper, we examine current organic and conventional agriculture systems and suggest that agroforestry, which is the intentional combination of trees and shrubs with crops or livestock, could be the next step in sustainable agriculture. By implementing systems that mimic nature's functions, agroforestry has the potential to remain productive while supporting a range of ecosystem services. In this paper, we outline the common practices and products of agroforestry as well as beneficial environmental and social effects. We address barriers to agroforestry and explore potential options to alter policies and increase adoption by farmers. We conclude that agroforestry is one of the best land use strategies to contribute to food security while simultaneously limiting environmental degradation.

Keywords: agroforestry; organic agriculture; agroecology; alley cropping; silvopasture; riparian buffer; forest farming; windbreak

1. Introduction

Agriculture shapes our planet in profound ways. Roughly 38% of the land surface of the earth is used to grow food, making agriculture the largest anthropogenic land use [1]. Expansion in agricultural land is the leading cause of deforestation and native habitat loss [2,3], a situation that has led to declines in wildlife, including birds [4], insects [5], and mammals [6], some of which are now considered endangered species [2]. Nutrient leaching from fertilizer results in the eutrophication of waterways, leading to oxygen deficient “dead zones” in water bodies around the world [7,8]. Agriculture is the largest human-caused contributor to the greenhouse gas emissions implicated in climate change [1,9].

Humans are not exempt from these effects. Pesticides in measurable quantities can be found in many environments, including the human body [10,11]. In the United States alone, the human health cost of pesticide poisoning has been estimated at \$1.2 billion per year [12], and excess nitrate in drinking water caused by over-fertilization can cause illness and is costly to clean up [13–15].

In addition to environmental and human impacts, there are disconcerting implications for the resilience of our agricultural systems [16]. Worldwide, just fifteen crops produce 90% of food calories, with wheat, rice, and maize alone supplying 60% [17]. A majority of these crops are grown in vast tracts of annual monocultures which have a high risk for pest and disease outbreaks [18,19]. The Irish potato

famine of 1845–1850 contributed to the deaths of over a million people and is a stark reminder of what can happen when disease destroys a single crop that is relied upon too heavily [20]. These monocultures require yearly replanting, high inputs, and weed control [21], and it has been suggested that this cycle of plant-fertilize-spray tends to serve the interests of the large agribusiness companies who supply the inputs for this system more than furthering the goal of feeding the world [22].

The long-term sustainability of any agricultural system requires that soils stay productive and that necessary inputs remain available in the future. However, soil loss occurs more rapidly than soil creation in many agricultural landscapes [23], and the soil that remains tends to decline in quality [24]. Heavy reliance on fossil fuels in the form of liquid fuel and fertilizer makes agriculture subject to fluctuations in fuel costs and supply [25]. One-way fertilizer nutrient flows simultaneously cause pollution and scarcity. Phosphorus is one example: this essential plant nutrient is expected to become increasingly expensive to mine and process, while, at the same time, phosphorus runoff causes eutrophication of water bodies [26,27].

In the near future, our agricultural systems will also have to adapt to a changing climate that is expected to bring more extreme weather events like droughts and floods, in addition to increases in outbreaks of diseases and pests [28]. The changes will be more severe in the developing world, where poverty hinders people's ability to adapt [29,30]. The Dust Bowl of the 1930s is an example of destructive agricultural practices paired with an extreme drought that led to catastrophic consequences [31]. Agricultural overreach along with the inability to adapt to changes in climate has toppled civilizations, from the ancient Mesopotamians to the Mayans [32,33].

2. The Rise of Organic Farming

Organic agriculture arose as an alternative to the conventional farming paradigm, pioneered by early practitioners such as Rudolf Steiner in Europe in the 1920s, Sir Albert Howard and Lady Eve Balfour in the UK and J.I. Rodale in the United States in the 1940s, and Masanobu Fukuoka in Japan in the 1970s and 1980s [34]. Several terms were used in these agricultural movements, including "organic", "biodynamic", "ecological", and "biological" [35]. In 1990, the United States Department of Agriculture (USDA) standardized the definition of organic production in the US, giving consumers and producers alike a common understanding of what "Certified Organic" means [35].

Although differing slightly by country and certifying agency, the main guidelines for organic management prohibit the use of synthetically produced pesticides and fertilizers, genetically modified organisms (GMOs), and the prophylactic use of antibiotics in livestock feed. Soil quality must be maintained through various practices such as crop rotation, cover cropping, or mulching [36]. Animals under organic management must be fed certified organic feed and ruminants must have access to pasture for a prescribed number of days [36]. Fertility is typically maintained by leguminous cover crops, applications of manure and compost, biologically derived inputs such as blood and feather meal, and mined mineral substances [36]. Weeds in organic grain and vegetable systems are usually controlled through tillage, though cover cropping and crop rotation also play an important role in breaking up weed cycles [37]. Pests control entails providing habitat for beneficial predators, selecting resistant plant stock, and using biologically derived pesticides as a last resort when needed [36].

The guidelines of organic production usually lead to more sustainable outcomes on the ground. Organic farms foster higher biodiversity than conventional farms, including insects, plants, soil biota, and even birds and larger animals [38–40]. Often, organic farms are more diverse in their cropping systems due to the inclusion of livestock and longer crop rotations [10]. The use of mechanical and cultural control methods for weeds and other pests can leave low levels of these populations that further contribute to biodiversity [40]. Soil quality tends to improve under organic management based on measurements of soil organic matter [39,41], though no-till conventional agriculture measured highest of all in some studies [9]. Although organic yields typically lag behind conventional yields [42], in drought years the opposite has been shown, which is attributed to the higher water holding capacity

of soils under organic management [43,44]. Overall, organic production uses less energy per production unit due to the high energy costs of conventional fertilizer and pesticides [39,44,45].

Worth noting is the fact that, although organic certification makes hard distinctions about the use of pesticides, synthetic fertilizers, and GMO technology, a wide spectrum of practices are available for both conventional and organic producers that have beneficial environmental outcomes. Cover cropping, integrated pest management, application of manure and composts to build soil organic matter, crop rotation, and the integration of livestock and crops are important tools that should not be overlooked when considering impacts. Indeed, in some studies that compared organic vs. conventional crop systems, the authors conclude that improvements under organic management were likely due to practices like manure application and cover cropping that were included in the organic system which could be employed in a conventional system to similar effect [46–48].

3. Challenges in Organic Agriculture

Even with the good intentions of organic certification practices, most organic crop production systems utilize the same basic methodology as conventional farming, and therefore can have some of the same negative consequences. The pattern of cultivating annual monocultures that require yearly replanting, application of fertilizer, intensive weed control, and highly mechanized equipment to accomplish the work remains relatively unchanged, especially at scales larger than small market gardens [49]. The undesirable conventional tools are simply swapped out for those that are more benign: organic seeds for GMO seeds, cultivation or mulch instead of herbicides for weed control, and cover crops and manure for fertilization instead of fossil-fuel derivatives [36]. Although these changes can lessen environmental impacts, they may not eliminate them.

The issue of nitrogen leaching offers a good example of environmental impacts that are not eliminated entirely. Even though some studies show an improvement in nitrate leaching under organic management, the levels may still contribute to groundwater pollution. Pimentel *et al.* compared three rotations with differing sources of nitrogen: an organic rotation with legume cover crops, an organic rotation with animal manures, and a conventional rotation utilizing synthetic fertilizers. They found that leachate samples for all three treatments sometimes exceeded the 10 ppm regulatory limit for nitrate concentration in drinking water. The organic animal, organic legume, and conventional rotations lost 20%, 32%, and 20%, respectively, of the nitrogen applied to the crops in the form of nitrate [44]. In Swedish studies, Bergström *et al.* concluded that organic sources of nitrogen leached more than conventional fertilizers. They attributed this to the fact that the manures and legume cover crops released the most nutrients during fallow periods or at times that did not sync with nitrogen demand of the crop [50].

Even though soil quality can improve under organic management relative to conventional management [39,44,51], soil loss and degradation are still risks due to the fact that tillage is required for weed control and for incorporating biomass from cover crops [37,46]. Tillage has been shown to have adverse effects including compaction, erosion, and lowering of biological activity in the soil [23,52,53]. As reported in Arnhold *et al.*, studies comparing erosion in organic and conventional systems have had variable results that depend upon the crop rotation, crops used, and tillage systems. The authors' study in mountainous regions in Korea concluded that soil loss under either conventional or organic management was too high for sustained productivity [54].

Recognizing the benefits of reducing tillage, there has been interest in adapting no-till techniques for organic farming [37]. The process usually entails growing a cover crop ahead of the main cash crop, then crushing it down mechanically and planting through the residue [55]. If done correctly, weeds are suppressed by the mulch and no cultivation is needed for that crop. However, it can be a challenge to grow the necessary biomass in the cover crop to provide effective weed control, and the technique may not be possible in water-limited environments due to water competition by the cover crop [37]. Perennial weeds pose a particular problem, as they are typically able to grow through the mulch [37,42,55].

Studies exploring the impact of organic agriculture on greenhouse gas emissions have shown mixed results [35,41,56]. When measured on a per area basis, organic systems may fare better than conventional systems, but when the yield gap in organic is taken into effect, the emissions may be higher per unit of output [39,48]. Even when soil carbon increases, other gasses such as nitrous oxide are emitted by annual systems that contribute to climate change, negating potential benefits [9].

Differences in yields between organic and conventional systems may also have indirect environmental implications. Organic systems are generally agreed upon as less productive, with an average decrease in yield of around 20% to 25%, though the literature shows ranges anywhere from 5% to 50% depending upon the crop, soils, intensity of management, and methods by which the study was conducted [38,42,57]. Critics argue that under organic management, more land would need to be put into agricultural production in order to maintain global food security. This would result in deforestation and other habitat loss, leading to an overall negative environmental outcome [42,58].

Given these challenges within the organic/conventional debate, there seems to be an opportunity to evaluate additional tools and techniques that may yield other possible solutions. Instead of an "either-or" approach to thinking about our agricultural landscapes, a "yes-and" mentality might be more useful. Indeed, many have called for a multidisciplinary, multifunctional approach to designing agroecosystems [24,39,59,60]. In terms of feeding the world while sustaining the planet, perhaps Foley enunciates this best: "No single strategy is sufficient to solve all our problems. Think silver buckshot, not a silver bullet" [1] (p. 65).

4. Agroforestry as a Transformative Solution

One multifunctional approach for our food system is agroforestry, the intentional combination of trees and shrubs with crops or livestock. Agroforestry has been recognized for nearly half a century as a sustainable agricultural practice [61], and the concept of integrating trees into the agricultural landscape is as old as the practice of cultivating land. The beneficial outcomes of agroforestry include reductions in nutrient and pesticide runoff, carbon sequestration, increased soil quality, erosion control, improved wildlife habitat, reduced fossil fuel use, and increasing resilience in the face of an uncertain agricultural future [21,62–67]. In short, adding trees and other perennials to a landscape can help mitigate many of the harmful effects of agriculture. The fact that it can simultaneously provide economic, ecological, and cultural benefits gives agroforestry great potential as a land use strategy in both the developing and developed world [68].

4.1. Agroforestry Practices and Products

In addition to the environmental benefits, agroforestry can supply products such as timber, crops, fruits, nuts, mushrooms, forages, livestock, biomass, Christmas trees, and herbal medicine [69]. A diverse portfolio of products would allow revenue streams to be spread out over the short-term (crops, forage, livestock, mushrooms, certain fruits like currants), medium-term (nuts, fruits such as apples or persimmons, biomass, medicinal plants), and long-term (lumber, increased property value). This diversity of products can also reduce risk for farmers, though it may require creative marketing [69].

Different types of agroforestry are practiced across the world. Tropical agroforestry has traditionally enjoyed more focus and has been more widely adopted than temperate agroforestry. Systems like shade-grown coffee and tea are well developed, and the availability of hand labor makes some tropical agroforestry practices more practical than in areas where machine harvesting is more common [31,70]. Culturally, agroforestry has played an important role in both indigenous tropical areas and in temperate places like Europe, though land abandonment and agricultural intensification in northern areas has led to declines in traditional agroforestry practices [71]. This review focuses primarily on temperate agroforestry.

There are five generally recognized agroforestry practices promoted in the temperate zone, especially in North America: alley cropping, silvopasture, riparian buffers, windbreaks and forest

farming [67,69]. These practices fit within a variety of cropping systems, topographies, and climatic zones.

4.1.1. Alley Cropping

Alley cropping involves growing field crops between rows of trees [72]. The trees can be grown for timber or fruits and nuts, while the alley crops can include a variety of grains, vegetables, or forages cut for hay. The crops provide short-term income while the trees provide longer-term revenue. The tree and crop species also may interact in ways that allow increased production due to the different niches that the trees and crops occupy [73]. For example, one study in France showed walnuts and winter wheat to be good companions because they grow at different times of the year and have differing rooting depths. The researchers concluded that the system produces 40% more product per given area than if the two crops were grown separately [74].

4.1.2. Silvopasture

Silvopasture incorporates livestock into an intentional mixture of trees and pasture. Silvopasture is different from just “grazing the woods”, because the spacing of the trees is carefully planned to allow enough sunlight for the forages below, and the livestock are kept from damaging the trees. The trees offer protection for livestock through shade during the heat of the summer and wind reduction in the cold winter [75,76]. Additionally, the pasture quality in partial shade may increase, although it is usually slightly less productive in terms of biomass [77]. Livestock grazed on silvopasture versus open pasture show equal gains [76]. If the trees are also being grown for timber, the long-term bottom line of the farmer will improve without compromising current production [76].

4.1.3. Riparian Buffers

Riparian buffers are planted areas around waterways that are at risk from erosion, nutrient leaching, or habitat loss [78]. Usually there are two or three “zones” of vegetation that vary in composition based on the proximity to the waterway, slope, and producer needs [69]. Riparian zones tend to be marginal for agricultural production, making them prime candidates for alternative uses. There has been concerted effort by the United States Department of Agriculture (USDA) to implement conservation practices on areas around waterways due to their beneficial impact on water and soil quality. The Environmental Quality Incentive Program (EQIP) through the Natural Resources Conservation Service (NRCS) and Conservation Reserve Program (CRP) through the Farm Service Agency (FSA) are examples of some government funded initiatives [79].

4.1.4. Windbreaks

Windbreaks, also known as shelterbelts, were recognized early on as a useful agroforestry practice. Windbreaks prevent wind erosion, provide habitat for wildlife, and can increase water availability to nearby crops due to lower evapotranspiration and the effects of catching snow [75]. More water can mean higher production, leading to important economic benefits to farmers [80]. On a farmstead, windbreaks can decrease the heating and cooling needs for living and working spaces by reducing indoor air exchange caused by wind [81].

The Dust Bowl years in North America led to the U.S. government initiating the Prairie States Forestry Project, a massive shelterbelt stretching from Canada to Texas [75]. Another notable example is China’s Three-North Shelter Forest Program, the world’s largest afforestation effort [82]. Started in 1978 and expected to be completed in 2050, it is known as “China’s Great Green Wall” [82]. Similar strategies have been employed in Russia, northern Europe, Australia, New Zealand and other countries [75,80,83].

4.1.5. Forest farming

Forest farming includes practices such as raising mushrooms, harvesting medicinal herbs like ginseng and goldenseal, and marketing woody ornamental material [69]. This agroforestry approach usually occurs in established forests that are grown for timber and allows for income generation without major disturbance [84]. Management of forest farming systems can range from intensive to minimal, depending on the product and desired market. For example, woods-grown ginseng may involve extensive site preparation, fertilizer, tillage, and fungicides that can increase yields but are costlier and therefore riskier. Alternately, wild-simulated ginseng may involve simply raking leaves back, planting seeds, and letting the ginseng grow for several years until it is ready to harvest [69].

It is noteworthy that, of the five practices, only alley cropping and silvopasture are typically practiced on land that is suitable for conventional agriculture. Even then, conventional cropping is often continued for several years before the trees are fully grown [69]. Riparian buffers, windbreaks, and forest farming usually occur on field margins or on land not suitable for farming, although, in some cases, may require setting aside some cropland to obtain the required width to be effective [85]. These practices therefore tend to complement, rather than compete with, existing production systems and may provide ways to contribute to food security by using resources that are otherwise underutilized.

In practice, agroforestry can contribute to either conventional or organic systems. In either case, the beneficial effects of agroforestry can improve environmental outcomes beyond what is already possible within each system. In this way, agroforestry may be able to address some of the challenges outlined earlier for organic agriculture, including soil loss, greenhouse gas emissions, and nutrient leaching. The next section summarizes these benefits, as promoted in the agroforestry literature.

4.2. Benefits of Agroforestry

Agroforestry has positive effects on soil and water quality. Soil quality is improved by increased levels of organic matter, more diverse microbial populations, and improved nutrient cycling, which may increase crop productivity and the ability to cope with drought [65,86,87]. The water quality benefits occur as non-point source pollution from row crops is reduced by incorporating agroforestry vegetative buffer strips [88–90]. On a “paired” watershed study in Missouri, agroforestry and grass buffer strips reduced phosphorus and nitrogen loss from a corn-soybean rotation [88]. The perennial vegetation increases above-ground biomass that slows runoff and can trap as much as 95% of the sediment at risk of being lost [91], while the below-ground roots can take up 80% or more of excess nutrients as well as hosting microbial populations that can break down pesticides [68,90,92].

The increase in soil organic matter in the form of carbon not only improves the health of the soil, but it can also help reduce atmospheric carbon dioxide that is implicated in climate change [23]. Compared to a monoculture of crops or pasture, adding trees and shrubs to an agricultural landscape increases the level of carbon sequestration [65,93]. Kim *et al.* did a meta-analysis on greenhouse gas emissions in agroforestry and showed an overall mitigation of 27 ± 14 tons CO₂ per hectare per year. Biomass accounted for 70% of sequestered carbon, with the remaining 30% sequestered in the soil [94]. A North American analysis performed by Udawatta and Jose showed that agroforestry practices implemented on a modest scale could potentially sequester 548.4 Tg carbon per year, enough to offset 34% of US emissions from coal, oil, and gas [85].

The mechanisms for increased carbon sequestration include better erosion control, more carbon being stored in woody perennials, reduced organic matter decomposition, and the fact that crop biomass is not harvested in agroforestry to the degree that it is in conventional systems [94].

The link between perennial systems and climate change may be an important one. Robertson *et al.* studied the global warming potential of several annual and perennial systems. They found that none of the annual cropping systems reduced global warming potential, whether conventional, no-till, reduced input, or organic. Although the cropping systems did accumulate carbon in the soil, the gains were offset by nitrous oxide emissions. However, the perennial and early successional forest treatments including alfalfa, hybrid poplar, and abandoned early successional sites all reduced global warming

potential. Mid-successional and late successional systems stored less carbon per year as they matured. The authors concluded that the best option for mitigation was the early successional forest system [9]. Many agroforestry practices effectively mimic these early successional forests.

Reducing fossil fuel use is another important strategy for climate change mitigation [95]. Bioenergy is one avenue to reduce fossil fuel dependence, but there are concerns about using valuable cropland to grow crops for energy instead of food [16]. Currently, 40% of the U.S. corn harvest goes to producing ethanol, which seems counterproductive to the goal of reducing world hunger [16]. By producing biomass from trees in combination with food on the same land, agroforestry may be one way to contribute to a secure energy future without compromising food production capabilities [96,97].

When comparing mixes of species (*i.e.*, polycultures) with individual crops, a useful measure is the LER, or Land Equivalent Ratio [98]. This metric considers the yield of the polyculture and calculates the amount of land that would be required if the crops were grown separately. For example, when comparing loblolly pine and switchgrass mixes with pure stands of each crop, Haile *et al.* noted that, although each crop yielded less in the mix, the system produced an overall LER of 1.47 [99]. This means that if switchgrass and loblolly pine were grown separately, it would require 47% more land than the agroforestry system to grow the same amount of biomass.

Modeling of agroforestry systems in Europe using the Yield-SAFE (Yield Estimator for Long-term Design of Silvoarable AgroForestry in Europe) model predicted LER values between 1–1.4 for scenarios in Spain, France, and the Netherlands, indicating higher productivity when integrating trees and crops than when grown separately [100]. In another study in Switzerland, agroforestry models focusing on walnut (*Juglans hybrid*) and wild cherry (*Prunus avium*) showed that in 12 out of 14 scenarios, mixing crops led to LER measurements higher than one. In addition, 68% of the Swiss financial scenarios were found to be more profitable than current practices [101].

When compared with conventional and organic monocultures, agroforestry contributes to the conservation of biodiversity. Adding trees, shrubs, and other perennial vegetation to an agricultural landscape provides habitat for greater numbers and more diverse populations of wildlife [68,90]. In addition to intrinsic value, biodiversity can provide useful services. More birds and predatory insects can help keep pests under control [19,102]. Habitat for pollinator species can mean better pollination of horticultural crops [103]. Even incidences of disease generally decrease in more diverse populations, for both plants and wildlife [104,105].

Livestock can benefit from agroforestry as well. Windbreaks protect animals from harsh winds, while shade provided by trees can increase comfort in the heat of the summer and may encourage more even grazing over a paddock [71]. Forest-based foraging systems for poultry and hogs can decrease the need for grain and provide surroundings closer to these species' natural habitat [106]. The cork oak *dehesas* of the Mediterranean are an example of a multifunctional landscape that has endured for hundreds of years, providing grass and acorns for grazing livestock and a valuable cash crop in the form of bark for making traditional corks [107].

Compared to annual monocultures, perennial polycultures like agroforestry are inherently more stable in the face of global market volatility and extreme climatic events [16]. In the event of fossil fuel scarcity, mature fruit and nut trees would continue to produce their products with relatively little interruption, though labor may have to be substituted for other inputs. Not only do agroforests sequester greenhouse gasses that are driving global climate change, they are also more resilient to its likely effects. Deeper rooting systems and improved infiltration and water storage lessen the impact of drought, while trees' abilities to pump excess water out of the soil as well as withstanding inundation better than field crops means they are also more resilient to floods [30].

Though often overlooked, there are additional cultural benefits to agroforestry. Many landowners value the preservation of nature, both for its beauty and for perceived benefits including a sense of improved health and the peace and quiet of a rural life [108]. Research shows that aesthetics provided by practices such as vegetative buffers are preferred by rural residents [109]. There are also opportunities for recreation, including bird watching, nature hikes, and hunting [110].

5. Challenges to Agroforestry Adoption

The opportunities for agroforestry are exciting, but not without challenges. Agroforestry adoption has been surprisingly low, considering the well-documented benefits [111–113]. Barriers have included the expense of establishment [114], landowner's lack of experience with trees [108,113], and the time and knowledge required for management [115].

Many farmers learn about new agricultural practices through extension personnel or agricultural product dealers, and these professionals typically do not have training or experience with agroforestry [116]. In addition, lack of established demonstration plots makes it hard for landowners to see these systems in action [3]. Since many of the useful outcomes from agroforestry are less tangible or longer-term, it may be difficult for landowners to envision them [117].

For agroforestry systems that produce edible products such as fruits and nuts, the logistics of harvest can be challenging. For agroforestry systems to be economically competitive, mechanization may be required for larger plantings [118]. This can be complicated if multiple fruit or nut species are grown.

Non-traditional markets and delayed profits may be another deterrent [108]. The economic feasibility of some agroforestry systems such as silvopasture have been shown to be profitable, whereas other practices such as biomass plantings or riparian buffers may need the development of markets that offer compensation for the ecosystem services provided in order to make financial sense [62,97,119]. Social change and networking will also play a role as mindsets evolve to include alternatives to the norm [112,114].

Moving Forward—Policy and Research Needs

Given these challenges, a number of strategies have been proposed to move agroforestry forward. Policy changes could include increased funding for government cost-share programs for installing practices and credits for environmental services rendered, such as pollination and carbon sequestration [68,97,113,116]. Current USDA programs through the NRCS and FSA often stipulate that land set aside for conservation may not be harvested, but agroforestry systems could provide a harvestable product without compromising conservation potential. A policy change to allow non-destructive harvest of consumable products from such systems might encourage more farmers to adopt agroforestry practices, leading to better conservation outcomes [68].

Although it is reasonable that the majority of government funding goes toward major cropping systems such as corn and soybean, the fact that agroforestry has the capability to remediate the negative effects of these very systems suggests it should be given more attention [68]. Some of this support could be used for education through extension and university programs [120]. In fact, education may be the most important factor for adoption, as many studies on the adoption of conservation practices cite lack of access to information and technical assistance as one of the primary barriers [3,108,116,120].

The opportunity to expand the production potential of agroforestry systems is underdeveloped. More research is needed to study the use of trees and shrubs to provide marketable products [121]. Recently, interest has grown in the development of multifunctional, edible polycultures that mimic natural ecosystems such as the native oak savannas of the Midwest [122]. These polycultures include multiple crops stacked together to take advantage of different ecological niches as well as to provide multiple streams of income [123]. For example, field trials at the University of Illinois at Champaign-Urbana were established to study a mixture of chestnuts, hazelnuts, apples, currants and raspberries. Control plots of a conventionally managed corn and soy rotation will allow for comparative analysis of a variety of environmental, ecological, and economic metrics. A large-scale, replicated study established in 2015 will look at different spatial layouts of these polycultures compared to monocultures of each species as they might be grown in a commercial orchard, in addition to being able to compare them to a corn/soybean rotation. Included in the treatments are plantings of native trees and shrubs that also have edible products, including aronia, elderberry, pecan, pawpaw,

persimmon, plum, and serviceberry. This native edible plot explores what is possible within the confines of conservation easements that mandate the use of native species [123].

6. Conclusions

Various pathways have been proposed to safely and sustainably feed a growing population. Organic farming shows promise for lowering the use of agrichemicals and improving certain environmental and human health metrics, while proponents of conventional systems point out the advantages of using genetic engineering, fertilizers, and pest control in improving yields.

Broader strategies include limiting the expansion of farmland via deforestation, minimizing food waste, eating less meat, closing the yield gaps for underperforming cropland in the developing world, and more efficient use of resources like water, fertilizer, and fuel [1,48]. These efforts, and others, will be needed as part of a multi-faceted approach if we are going to successfully and sustainably feed the world.

Nature produces its bounty while requiring no plowing, no fertilizer, and no pest control—in fact, no inputs of any kind. It runs entirely on solar energy and generates no harmful waste products. Its biological diversity allows dynamic adaptation in the face of external change. If our agricultural systems can more closely mimic the functionality of nature, they can become more stable and resilient. Building such a system is without a doubt a challenging task, requiring a variety of tools. Agroforestry can provide the next step in sustainable agriculture by promoting and implementing integrated, biodiverse processes to increase yields, decrease harmful effects, and advance our understanding of the complex interactions involved in increasing food production while minimizing damage.

Acknowledgments: This work was made possible by the Jonathan Baldwin Turner Fellowship through the Department of Crop Sciences at the University of Illinois, Champaign-Urbana.

Author Contributions: Matthew Heron Wilson conducted the initial literature review and contributed a majority of the writing, and Sarah Taylor Lovell provided direction, editing, and proofreading, including writing revisions of some sections.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Abbreviations

The following abbreviations are used in this manuscript:

USDA	United States Department of Agriculture
NRCS	National Resources Conservation Service
FSA	Farm Service Agency
EQIP	Environmental Quality Incentive Program
CRP	Conservation Reserve Program
LER	Land equivalency ratio
GMO	Genetically modified organism
Yield-SAFE	Yield Estimator for Long- term Design of Silvoarable AgroForestry in Europe

References

1. Foley, J.A. Can We Feed the World and Sustain the Planet? *Sci. Am.* **2011**, *305*, 60–65. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Norris, K. Agriculture and biodiversity conservation: Opportunity knocks. *Conserv. Lett.* **2008**, *1*, 2–11. [[CrossRef](#)]
3. Jacobson, M.; Kar, S. Extent of Agroforestry Extension Programs in the United States. *J. Ext.* **2013**, *51*, Article 4.
4. Johnson, R.J.; Jedlicka, J.A.; Quinn, J.E.; Brandle, J.R. Global Perspectives on Birds in Agricultural Landscapes. In *Integrating Agriculture, Conservation and Ecotourism: Examples from the Field*; Campbell, W.B., Ortiz, S.L., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2011; pp. 55–140.
5. Thomas, J.A.; Telfer, M.G.; Roy, D.B.; Preston, C.D.; Greenwood, J.J.D.; Asher, J.; Fox, R.; Clarke, R.T.; Lawton, J.H. Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* **2004**, *303*, 1879–1881. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

6. Daleszczyk, K.; Eycott, A.E.; Tillmann, J.E. Mammal Species Extinction and Decline: Some Current and Past Case Studies of the Detrimental Influence of Man. In *Problematic Wildlife*; Angelici, F.M., Ed.; Springer International Publishing: New York, NY, USA, 2016; pp. 21–44.
7. Boesch, D.; Brinsfield, R. Coastal Eutrophication and Agriculture: Contributions and Solutions. In *Biological Resource Management Connecting Science and Policy*; Balázs, E., Galante, E., Lynch, J.M., Schepers, J.S., Toutant, J.-P., Werner, D., Werry, P.A.T.J., Eds.; Springer: Berlin, Germany; Heidelberg, Germany, 2000; pp. 93–115.
8. McIsaac, G.F.; David, M.B.; Gertner, G.Z.; Goolsby, D.A. Eutrophication: Nitrate flux in the Mississippi River. *Nature* **2001**, *414*, 166–167. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
9. Robertson, G.P.; Paul, E.A.; Harwood, R.R. Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. *Science* **2000**, *289*, 1922–1925. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
10. Reganold, J.P.; Wachter, J.M. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nat. Plants* **2016**, *2*, 15221. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
11. Bonny, S. Genetically Modified Herbicide-Tolerant Crops, Weeds, and Herbicides: Overview and Impact. *Environ. Manag.* **2015**, *57*, 31–48. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Pimentel, D.; Burgess, M. Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States. In *Integrated Pest Management*; Pimentel, D., Peshin, R., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2014; pp. 47–71.
13. Di, H.J.; Cameron, K.C. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* **2002**, *64*, 237–256. [[CrossRef](#)]
14. Neider, R.; Benbi, D.K. Leaching Losses and Groundwater Pollution. In *Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 219–233.
15. US EPA Clean Water Rule Litigation Statement. Available online: <http://www.epa.gov/cleanwaterrule/clean-water-rule-litigation-statement> (accessed on 11 March 2016).
16. Foley, J. It's Time to Rethink America's Corn System. Available online: <http://www.scientificamerican.com/article/time-to-rethink-corn/> (accessed on 24 April 2016).
17. FAO Dimensions of Need—Staple Foods: What do People Eat? Available online: <http://www.fao.org/docrep/u8480e/u8480e07.htm> (accessed on 12 April 2016).
18. Altieri, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* **1999**, *74*, 19–31. [[CrossRef](#)]
19. Malézieux, E.; Crozat, Y.; Dupraz, C.; Laurans, M.; Makowski, D.; Ozier-Lafontaine, H.; Rapidel, B.; de Tourdonnet, S.; Valantin-Morison, M. Mixing plant species in cropping systems: Concepts, tools and models—A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2009**, *29*, 43–62.
20. O'Boyle, E.J. Classical economics and the Great Irish Famine: A study in limits. *Forum Soc. Econ.* **2006**, *35*, 21–53. [[CrossRef](#)]
21. Davis, A.S.; Hill, J.D.; Chase, C.A.; Johanns, A.M.; Liebman, M. Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health. *PLoS ONE* **2012**, *7*, e47149. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
22. Jacobsen, S.-E.; Sørensen, M.; Pedersen, S.M.; Weiner, J. Feeding the world: Genetically modified crops versus agricultural biodiversity. *Agron. Sustain. Dev.* **2013**, *33*, 651–662. [[CrossRef](#)]
23. Amundson, R.; Berhe, A.A.; Hopmans, J.W.; Olson, C.; Sztein, A.E.; Sparks, D.L. Soil and human security in the 21st century. *Science* **2015**, *348*, 1261071. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
24. Hertel, T.W. The challenges of sustainably feeding a growing planet. *Food Secur.* **2015**, *7*, 185–198. [[CrossRef](#)]
25. FAO. Energy-Smart Food at FAO: An Overview. Available online: <http://www.fao.org/docrep/015/an913e/an913e00.htm> (accessed on 27 April 2016).
26. Elser, J.; Bennett, E. Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle. *Nature* **2011**, *478*, 29–31. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
27. Cordell, D.; White, S. Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security. *Sustainability* **2011**, *3*, 2027–2049. [[CrossRef](#)]
28. Frison, E.A.; Cherfas, J.; Hodgkin, T. Agricultural Biodiversity Is Essential for a Sustainable Improvement in Food and Nutrition Security. *Sustainability* **2011**, *3*, 238–253. [[CrossRef](#)]

29. Beddington, J.; Asaduzzaman, M.; Clark, M.; (Eds.) Achieving Food Security in the Face of Climate Change: Final report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change. AGRIS: Rome, Italy, 2012.
30. Verchot, L.V.; Noordwijk, M.V.; Kandji, S.; Tomich, T.; Ong, C.; Albrecht, A.; Mackensen, J.; Bantilan, C.; Anupama, K.V.; Palm, C. Climate change: Linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* **2007**, *12*, 901–918. [[CrossRef](#)]
31. Muschler, R.G. Agroforestry: Essential for Sustainable and Climate-Smart Land Use? In *Tropical Forestry Handbook*; Springer: Berlin, Germany; Heidelberg, Germany, 2015.
32. Brewbaker, J.L. Diseases of maize in the wet lowland tropics and the collapse of the Classic Maya civilization. *Econ. Bot.* **1979**, *33*, 101–118. [[CrossRef](#)]
33. Wilkinson, T.J. Environmental Fluctuations, Agricultural Production and Collapse: A View from Bronze Age Upper Mesopotamia. In *Third Millennium BC Climate Change and Old World Collapse*; Dalfes, H.N., Kukla, G., Weiss, H., Eds.; NATO ASI Series; Springer: Berlin, Germany; Heidelberg, Germany, 1997; pp. 67–106.
34. Nandwani, D.; Nwosisi, S. Global Trends in Organic Agriculture. In *Organic Farming for Sustainable Agriculture*; Nandwani, D., Ed.; Sustainable Development and Biodiversity; Springer International Publishing: New York, NY, USA, 2016; pp. 1–35.
35. McGee, J.A. Does certified organic farming reduce greenhouse gas emissions from agricultural production? *Agric. Hum. Values* **2014**, *32*, 255–263. [[CrossRef](#)]
36. USDA. Introduction to Organic Practices 2015. Available online: <https://www.ams.usda.gov/publications/content/introduction-organic-practices> (accessed on 29 April 2016).
37. Gallandt, E. Weed Management in Organic Farming. In *Recent Advances in Weed Management*; Chauhan, B.S., Mahajan, G., Eds.; Springer: New York, NY, USA, 2014; pp. 63–85.
38. Maeder, P.; Fliessbach, A.; Dubois, D.; Gunst, L.; Fried, P.; Niggli, U. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* **2002**, *296*, 1694–1697. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
39. Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W. Does organic farming reduce environmental impacts?—A meta-analysis of European research. *J. Environ. Manag.* **2012**, *112*, 309–320. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
40. Hole, D.G.; Perkins, A.J.; Wilson, J.D.; Alexander, I.H.; Grice, P.V.; Evans, A.D. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* **2005**, *122*, 113–130. [[CrossRef](#)]
41. Mondelaers, K.; Aertsens, J.; van Huylenbroeck, G. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *Br. Food J.* **2009**, *111*, 1098–1119.
42. Kirchmann, H.; Bergström, L.; Kätterer, T.; Andrén, O.; Andersson, R. Can Organic Crop Production Feed the World? In *Organic Crop Production—Ambitions and Limitations*; Kirchmann, H., Bergström, L., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2009; pp. 39–72.
43. Letter, D.W.; Seidel, R.; Liebhardt, W. The performance of organic and conventional cropping systems in an extreme climate year. *Am. J. Altern. Agric.* **2003**, *18*, 146–154. [[CrossRef](#)]
44. Pimentel, D.; Hepperly, P.; Hanson, J.; Douds, D.; Seidel, R. Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. *BioScience* **2005**, *55*, 573–582. [[CrossRef](#)]
45. Clark, S.; Khoshnevisan, B.; Sefeedpari, P. Energy efficiency and greenhouse gas emissions during transition to organic and reduced-input practices: Student farm case study. *Ecol. Eng.* **2016**, *88*, 186–194. [[CrossRef](#)]
46. Teasdale, J.R.; Coffman, C.B.; Mangum, R.W. Potential Long-Term Benefits of No-Tillage and Organic Cropping Systems for Grain Production and Soil Improvement. *Agron. J.* **2007**, *99*, 1297–1305. [[CrossRef](#)]
47. Reganold, J.P.; Elliott, L.F.; Unger, Y.L. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature* **1987**, *330*, 370–372. [[CrossRef](#)]
48. Muller, A.; Aubert, C. The Potential of Organic Agriculture to Mitigate the Influence of Agriculture on Global Warming—A Review. In *Organic Farming, Prototype for Sustainable Agricultures*; Bellon, S., Penvern, S., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2014; pp. 239–259.
49. Dimitri, C. Organic Agriculture: An Agrarian or Industrial Revolution? *Agric. Resour. Econ. Rev.* **2010**, *39*, 384–395.
50. Bergström, L.; Kirchmann, H.; Aronsson, H.; Torstensson, G.; Mattsson, L. Use Efficiency and Leaching of Nutrients in Organic and Conventional Cropping Systems in Sweden. In *Organic Crop Production—Ambitions and Limitations*; Kirchmann, H., Bergström, L., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2009; pp. 143–159.
51. Marriott, E.E.; Wander, M.M. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2006**, *70*, 950–959. [[CrossRef](#)]

52. Ismail, I.; Blevins, R.L.; Frye, W.W. Long-Term No-tillage Effects on Soil Properties and Continuous Corn Yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1994**, *58*, 193–198. [[CrossRef](#)]
53. Zuber, S.M.; Villamil, M.B. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* **2016**, *97*, 176–187. [[CrossRef](#)]
54. Arnhold, S.; Lindner, S.; Lee, B.; Martin, E.; Kettering, J.; Nguyen, T.T.; Koellner, T.; Ok, Y.S.; Huwe, B. Conventional and organic farming: Soil erosion and conservation potential for row crop cultivation. *Geoderma* **2014**, *219–220*, 89–105. [[CrossRef](#)]
55. Schonbeck, M. What Is “Organic No-Till”, and Is It Practical? Available online: <http://articles.extension.org/pages/18526/what-is-organic-no-till-and-is-it-practical> (accessed on 28 April 2016).
56. Bos, J.F.F.P.; de Haan, J.; Sukkel, W.; Schils, R.L.M. Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in The Netherlands. *NJAS Wagening J. Life Sci.* **2014**, *68*, 61–70. [[CrossRef](#)]
57. Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J.A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* **2012**, *485*, 229–232. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
58. Trewavas, A. Urban myths of organic farming. *Nature* **2001**, *410*, 409–410. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
59. Lovell, S.T.; DeSantis, S.; Nathan, C.A.; Olson, M.B.; Ernesto Méndez, V.; Kominami, H.C.; Erickson, D.L.; Morris, K.S.; Morris, W.B. Integrating agroecology and landscape multifunctionality in Vermont: An evolving framework to evaluate the design of agroecosystems. *Agric. Syst.* **2010**, *103*, 327–341. [[CrossRef](#)]
60. Tilman, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **1999**, *96*, 5995–6000. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
61. Nair, P.K.R.; Garrity, D. *Agroforestry—The Future of Global Land Use, Advances in Agroforestry*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2012; Volume 9.
62. Winans, K.S.; Tardif, A.-S.; Lteif, A.E.; Whalen, J.K. Carbon sequestration potential and cost-benefit analysis of hybrid poplar, grain corn and hay cultivation in southern Quebec, Canada. *Agrofor. Syst.* **2015**, *89*, 421–433. [[CrossRef](#)]
63. Dixon, R.K.; Winjum, J.K.; Andrasko, K.J.; Lee, J.J.; Schroeder, P.E. Integrated land-use systems: Assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Clim. Change* **1994**, *27*, 71–92. [[CrossRef](#)]
64. Jordan, N.R.; Davis, A.S. Middle-way strategies for sustainable intensification of agriculture. *BioScience* **2015**, *65*, 513–519. [[CrossRef](#)]
65. Baah-Acheamfour, M.; Carlyle, C.N.; Bork, E.W.; Chang, S.X. Trees increase soil carbon and its stability in three agroforestry systems in central Alberta, Canada. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *328*, 131–139. [[CrossRef](#)]
66. Caudill, S.A.; DeClerck, F.J.A.; Husband, T.P. Connecting sustainable agriculture and wildlife conservation: Does shade coffee provide habitat for mammals? *Agric. Ecosyst. Environ.* **2015**, *199*, 85–93. [[CrossRef](#)]
67. Brandle, J.R.; Schoeneberger, M.M. Working Trees: Supporting Agriculture and Healthy Landscapes. *J. Trop. For. Sci.* **2014**, *26*, 305–308.
68. Jose, S.; Gold, M.A.; Garrett, H.E. The Future of Temperate Agroforestry in the United States. In *Agroforestry—The Future of Global Land Use*; Nair, P.K.R., Garrity, D., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2012; pp. 217–245.
69. *Training Manual for Applied Agroforestry Practices*, 2015 ed.; Gold, M., Cernusca, M., Hall, M., Eds.; University of Missouri Center for Agroforestry: New Franklin, MO, USA, 2006.
70. Jha, S.; Bacon, C.M.; Philpott, S.M.; Rice, R.A.; Méndez, V.E.; Läderach, P. A Review of Ecosystem Services, Farmer Livelihoods, and Value Chains in Shade Coffee Agroecosystems. In *Integrating Agriculture, Conservation and Ecotourism: Examples from the Field*; Campbell, W.B., Ortiz, S.L., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2011; pp. 141–208.
71. Fagerholm, N.; Torralba, M.; Burgess, P.J.; Plieninger, T. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecol. Indic.* **2016**, *62*, 47–65. [[CrossRef](#)]
72. Campbell, G.E.; Lottes, G.J.; Dawson, J.O. Design and development of agroforestry systems for Illinois, USA: Silvicultural and economic considerations. *Agrofor. Syst.* **1991**, *13*, 203–224. [[CrossRef](#)]
73. Cardinael, R.; Mao, Z.; Prieto, I.; Stokes, A.; Dupraz, C.; Kim, J.H.; Jourdan, C. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant Soil* **2015**, *391*, 219–235. [[CrossRef](#)]

74. Dupraz, C.; Talbot, G.; Marrou, H.; Wery, J.; Roux, S.; Liagre, F.; Ferard, Y.; Nogier, A. To Mix or Not to Mix: Evidences for the Unexpected High Productivity of New Complex Agrivoltaic and Agroforestry Systems. 2011, pp. 202–203. Available online: https://www.researchgate.net/publication/230675951_To_mix_or_not_to_mix_evidences_for_the_unexpected_high_productivity_of_new_complex_agrivoltaic_and_agroforestry_systems (accessed on 9 December 2015).
75. Brandle, J.R.; Hodges, L.; Zhou, X.H. Windbreaks in North American agricultural systems. *Agrofor. Syst.* **2004**, *61–62*, 65–78.
76. Kallenbach, R.L.; Kerley, M.S.; Bishop-Hurley, G.J. Cumulative Forage Production, Forage Quality and Livestock Performance from an Annual Ryegrass and Cereal Rye Mixture in a Pine Walnut Silvopasture. *Agrofor. Syst.* **2006**, *66*, 43–53. [[CrossRef](#)]
77. Buerger, A.L.; Fike, J.H.; Burger, J.A.; Feldhake, C.M.; McKenna, J.R.; Teutsch, C.D. Forage Nutritive Value in an Emulated Silvopasture. *Agron. J.* **2006**, *98*, 1265–1273. [[CrossRef](#)]
78. Blanco-Canqui, H.; Lal, R. Buffer Strips. In *Principles of Soil Conservation and Management*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2010; pp. 223–257.
79. Skelton, P.; Josiah, S.J.; King, J.W.; Brandle, J.R.; Helmers, G.A.; Francis, C.A. Adoption of riparian forest buffers on private lands in Nebraska, USA. *Small-Scale For. Econ. Manag. Policy* **2005**, *4*, 185–203.
80. Kort, J. Benefits of windbreaks to field and forage crops. *Agric. Ecosyst. Environ.* **1988**, *22*, 165–190. [[CrossRef](#)]
81. Mize, C.W.; Brandle, J.R.; Schoeneberger, M.M.; Bentrup, G. Ecological Development and function of Shelterbelts in Temperate North America. In *Toward Agroforestry Design*; Jose, S., Gordon, A.M., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 27–54.
82. Zheng, X.; Zhu, J.; Xing, Z. Assessment of the effects of shelterbelts on crop yields at the regional scale in Northeast China. *Agric. Syst.* **2016**, *143*, 49–60. [[CrossRef](#)]
83. Nuberg, I.K. Effect of shelter on temperate crops: A review to define research for Australian conditions. *Agrofor. Syst.* **1998**, *41*, 3–34. [[CrossRef](#)]
84. Valdivia, C.; Poulos, C. Factors affecting farm operators' interest in incorporating riparian buffers and forest farming practices in northeast and southeast Missouri. *Agrofor. Syst.* **2008**, *75*, 61–71. [[CrossRef](#)]
85. Udawatta, R.P.; Jose, S. Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Practices in Temperate North America. In *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems*; Kumar, B.M., Nair, P.K.R., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2011; Volume 8, pp. 17–42.
86. Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Nelson, K.A.; Jose, S.; Bardhan, S. Soil Quality of a Mature Alley Cropping Agroforestry System in Temperate North America. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **2014**, *45*, 2531–2551. [[CrossRef](#)]
87. Rivest, D.; Lorente, M.; Olivier, A.; Messier, C. Soil biochemical properties and microbial resilience in agroforestry systems: Effects on wheat growth under controlled drought and flooding conditions. *Sci. Total Environ.* **2013**, *463–464*, 51–60. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
88. Udawatta, R.P.; Krstansky, J.J.; Henderson, G.S.; Garrett, H.E. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: A paired watershed comparison. *J. Environ. Qual.* **2002**, *31*, 1214–1225. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
89. Jose, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agrofor. Syst.* **2009**, *76*, 1–10. [[CrossRef](#)]
90. Garrett, H.E.; McGraw, R.L.; Walter, W.D. Alley Cropping Practices. *North Am. Agrofor. Integr. Sci. Pract. 2nd Ed.* **2009**, 133–162. [[CrossRef](#)]
91. Schultz, R.C.; Isenhardt, T.M.; Colletti, J.P.; Simpkins, W.W.; Udawatta, R.P.; Schultz, P.L.; Garrett, H.E.G. Riparian and Upland Buffer Practices. In *ACSESS Publications*; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 2009.
92. Udawatta, R.P.; Garrett, H.E.; Kallenbach, R.L. Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures. In *Agroforestry Systems*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2010; Volume 79, pp. 81–87.
93. Jose, S.; Holzmüller, E.J.; Gillespie, A.R.; Garrett, H.E.G. Tree–Crop Interactions in Temperate Agroforestry. In *ACSESS Publications*; American Society of Agronomy: Madison, WI, USA, 2009.
94. Kim, D.-G.; Kirschbaum, M.U.F.; Beedy, T.L. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2016**, *226*, 65–78. [[CrossRef](#)]
95. Reddy, P.P. Impacts of Climate Change on Agriculture. In *Climate Resilient Agriculture for Ensuring Food Security*; Springer: New Delhi, India, 2015; pp. 43–90.


96. Jose, S.; Bardhan, S. Agroforestry for biomass production and carbon sequestration: An overview. *Agrofor. Syst.* **2012**, *86*, 105–111. [[CrossRef](#)]
97. Holzmueller, E.J.; Jose, S. Biomass production for biofuels using agroforestry: Potential for the North Central Region of the United States. *Agrofor. Syst.* **2012**, *85*, 305–314. [[CrossRef](#)]
98. Mead, R.; Willey, R.W. The Concept of a “Land Equivalent Ratio” and Advantages in Yields from Intercropping. *Exp. Agric.* **1980**, *16*, 217–228. [[CrossRef](#)]
99. Haile, S.; Palmer, M.; Otey, A. Potential of loblolly pine: Switchgrass alley cropping for provision of biofuel feedstock. *Agrofor. Syst.* **2016**. [[CrossRef](#)]
100. Graves, A.R.; Burgess, P.J.; Palma, J.H.N.; Herzog, F.; Moreno, G.; Bertomeu, M.; Dupraz, C.; Liagre, F.; Keesman, K.; van der Werf, W.; *et al.* Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecol. Eng.* **2007**, *29*, 434–449. [[CrossRef](#)]
101. Sereke, F.; Graves, A.R.; Dux, D.; Palma, J.H.N.; Herzog, F. Innovative agroecosystem goods and services: Key profitability drivers in Swiss agroforestry. *Agron. Sustain. Dev.* **2014**, *35*, 759–770. [[CrossRef](#)]
102. Bianchi, F.J.J.; Booij, C.J.; Tschardtke, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B* **2006**, *273*, 1715–1727. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
103. Hanley, N.; Breeze, T.D.; Ellis, C.; Goulson, D. Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosyst. Serv.* **2015**, *14*, 124–132. [[CrossRef](#)]
104. Civitello, D.J.; Cohen, J.; Fatima, H.; Halstead, N.T.; Liriano, J.; McMahon, T.A.; Ortega, C.N.; Sauer, E.L.; Sehgal, T.; Young, S.; *et al.* Biodiversity inhibits parasites: Broad evidence for the dilution effect. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2015**, *112*, 8667–8671. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
105. Keesing, F.; Ostfeld, R.S. Is biodiversity good for your health? *Science* **2015**, *349*, 235–236. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
106. Smith, J.R. *Tree Crops: A Permanent Agriculture*; Island Press: Washington, DC, USA, 1950.
107. Acha, A.; Newing, H.S. Cork Oak Landscapes, Promised or Compromised Lands? A Case Study of a Traditional Cultural Landscape in Southern Spain. *Hum. Ecol.* **2015**, *43*, 601–611. [[CrossRef](#)]
108. Strong, N.; Jacobson, M.G. A case for consumer-driven extension programming: Agroforestry adoption potential in Pennsylvania. *Agrofor. Syst.* **2006**, *68*, 43–52. [[CrossRef](#)]
109. Sullivan, W.C.; Anderson, O.M.; Lovell, S.T. Agricultural buffers at the rural–urban fringe: An examination of approval by farmers, residents, and academics in the Midwestern United States. *Landsc. Urban Plan.* **2004**, *69*, 299–313. [[CrossRef](#)]
110. Valdivia, C.; Gold, M.; Zabek, L.; Arbuckle, J.; Flora, C. Human and Institutional Dimensions of Agroforestry. *North Am. Agrofor. Integr. Sci. Pract.* **2009**. [[CrossRef](#)]
111. Trozzo, K.E.; Munsell, J.F.; Chamberlain, J.L. Landowner interest in multifunctional agroforestry Riparian buffers. In *Agroforestry Systems*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2014; Volume 88, pp. 619–629.
112. Sereke, F.; Dobricki, M.; Wilkes, J.; Kaeser, A.; Graves, A.R.; Szerencsits, E.; Herzog, F. Swiss farmers don’t adopt agroforestry because they fear for their reputation. *Agrofor. Syst.* **2015**. [[CrossRef](#)]
113. Faulkner, P.E.; Owooh, B.; Idassi, J. Assessment of the Adoption of Agroforestry Technologies by Limited-Resource Farmers in North Carolina. *J. Ext.* **2014**, *52*, Article 5. Available online: <http://www.joe.org/joe/2014october/rb7.php> (accessed on 16 October 2015).
114. Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Bradley, R.; Cogliastro, A.; Folkard, P.; Grant, R.; Kort, J.; Liggins, L.; Njenga, F.; Olivier, A.; *et al.* Agroforestry Research and Development in Canada: The Way Forward. In *Agroforestry—The Future of Global Land Use*; Nair, P.K.R., Garrity, D., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2012; pp. 247–283.
115. Valdivia, C.; Barbieri, C.; Gold, M.A. Between Forestry and Farming: Policy and Environmental Implications of the Barriers to Agroforestry Adoption. *Can. J. Agric. Econ.* **2012**, *60*, 155–175. [[CrossRef](#)]
116. Current, D.A.; Brooks, K.N.; Ffolliott, P.F.; Keefe, M. Moving agroforestry into the mainstream. *Agrofor. Syst.* **2008**, *75*, 1–3. [[CrossRef](#)]
117. Quinn, C.E.; Quinn, J.E.; Halfacre, A.C. Digging Deeper: A Case Study of Farmer Conceptualization of Ecosystem Services in the American South. *Environ. Manag.* **2015**, *56*, 802–813. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
118. Chestnuts—Harvesting. Available online: http://msue.anr.msu.edu/topic/chestnuts/harvest_storage/harvesting (accessed on 6 June 2016).

119. Grado, S.C.; Husak, A.L. Economic Analyses of a Sustainable Agroforestry System in the Southeastern United States. In *Valuing Agroforestry Systems; Advances in Agroforestry*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2004; pp. 39–57.
120. Prokopy, L.S.; Floress, K.; Klotthor-weinkauf, D.; Baumgart-getz, A. Determinants of agricultural best management practice adoption: Evidence from the Literature. *J. Soil Water Conserv.* **2008**, *63*, 300–311. [[CrossRef](#)]
121. Gold, M.A.; Godsey, L.D.; Josiah, S.J. Markets and marketing strategies for agroforestry specialty products in North America. In *New Vistas in Agroforestry*; Nair, P.K.R., Rao, M.R., Buck, L.E., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2004; pp. 371–382.
122. The Savanna Institute. What Is Savannah-Based Restoration Agriculture? Available online: <http://www.savannainstitute.org/about> (accessed on 9 December 2015).
123. Multifunctional Landscape Analysis and Design. Available online: http://multifunctionallandscape.com/Home_Page.html (accessed on 29 April 2016).



© 2016 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC-BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Integrating belowground carbon dynamics into Yield-SAFE, a parameter sparse agroforestry model

J. H. N. Palma  · J. Crous-Duran · A. R. Graves · S. Garcia de Jalon · M. Upson · T. S. Oliveira · J. A. Paulo · N. Ferreiro-Domínguez · G. Moreno · P. J. Burgess

Received: 10 April 2017 / Accepted: 13 September 2017
© Springer Science+Business Media B.V. 2017

Abstract Agroforestry combines perennial woody elements (e.g. trees) with an agricultural understory (e.g. wheat, pasture) which can also potentially be used by a livestock component. In recent decades, modern agroforestry systems have been proposed at European level as land use alternatives for conventional agricultural systems. The potential range of benefits that modern agroforestry systems can provide includes farm product diversification (food and timber), soil and biodiversity conservation and carbon sequestration, both in woody biomass and the soil. Whilst typically these include benefits such as food and timber provision, potentially, there are benefits in the form of carbon sequestration, both in woody

biomass and in the soil. Quantifying the effect of agroforestry systems on soil carbon is important because it is one means by which atmospheric carbon can be sequestered in order to reduce global warming. However, experimental systems that can combine the different alternative features of agroforestry systems are difficult to implement and long-term. For this reason, models are needed to explore these alternatives, in order to determine what benefits different combinations of trees and understory might provide in agroforestry systems. This paper describes the integration of the widely used soil carbon model RothC, a model simulating soil organic carbon turnover, into Yield-SAFE, a parameter sparse model to estimate aboveground biomass in agroforestry systems. The improvement of the Yield-SAFE model focused on the estimation of input plant material into soil (i.e. leaf fall

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10457-017-0123-4) contains supplementary material, which is available to authorized users.

J. H. N. Palma (✉) · J. Crous-Duran ·
T. S. Oliveira · J. A. Paulo · N. Ferreiro-Domínguez
School of Agriculture, Forest Research Centre, University
of Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal
e-mail: joapalma@isa.ulisboa.pt

A. R. Graves · S. G. de Jalon · M. Upson · P. J. Burgess
School of Energy, Environment and Agrifood, Cranfield
University, Cranfield, Bedfordshire MK43 0AL, UK

N. Ferreiro-Domínguez
Crop Production and Project Engineering Department,
Escuela Politécnica Superior de Lugo, University of
Santiago de Compostela, Campus Universitario s/n,
27002 Lugo, Spain

G. Moreno
INDEHESA, Universidad de Extremadura, Plasencia,
Spain

S. G. de Jalon
Basque Centre for Climate Change (BC3), Parque
Científico de UPV/EHU, 48940 Leioa, Basque Country,
Spain

and root mortality) while maintaining the original aspiration for a simple conceptualization of agroforestry modeling, but allowing to feed inputs to a soil carbon module based on RothC. Validation simulations show that the combined model gives predictions consistent with observed data for both SOC dynamics and tree leaf fall. Two case study systems are examined: a cork oak system in South Portugal and a poplar system in the UK, in current and future climate.

Keywords Ecosystem approach · RothC · Climate change · Soil · Leaves · Root · Resilience

Introduction

In a context of sustainable agriculture intensification towards a circular bio-economy, and the need to mitigate the impact of atmospheric greenhouse gas emissions to reduce global warming, our knowledge of the carbon cycle plays a key role in supporting decisions on land use management. Agroforestry, while present in Europe on 15.4 million hectares of land covering almost 10% of the utilized agricultural area (den Herder et al. 2017), is also a promising option for designing new systems of sustainable agriculture. Interest in agroforestry is currently on the rise due to its potential to increase productivity, diversify farm landscapes, promote biodiversity, diversify farm products and income, whilst also providing functional benefits such as reducing wind damage, providing shade, enhancing soil, and reducing nitrogen leaching, flooding or erosion (Palma et al. 2007; Glover et al. 2012; Fagerholm et al. 2016).

Agroforestry systems also have implications for the global carbon cycle. They often have higher land equivalent ratios (Graves et al. 2007) therefore reducing the need for further agricultural land expansion and concomitant C losses from land use change. Furthermore these systems sequester carbon at higher rates than if the trees and crops are grown separately, they store carbon also in standing biomass or introduce carbon to the soil through, for example, leaf fall, root turnover or crop residues, reducing carbon in the atmosphere, which is essential for mitigating the effects of global warming (Schroeder 1994; Montagnini and Nair 2004; Upson 2014). Furthermore agroforestry systems may be more resilient to climate

change than conventional agriculture because trees create microclimatic effects, potentially reducing extreme impacts (Gill and Abrol 1993; Shaanker et al. 2005; Gosune et al. 2016; Martin-Chave et al. 2016).

As studying the possible combinations of trees and crops in field experiments can be highly limited, due to the length of time needed to assess indicators under different stages of tree growth, models can play a key role in understanding and assessing the dynamics of biophysical indicators (Ford 1999). However, there is a scarcity of modeling tools that can support land use decisions in an agroforestry context, whilst also including soil carbon dynamics and climate change scenarios.

Currently, carbon sequestration in agroforestry systems can't be modeled precisely enough, especially the belowground component, hampering the account of this carbon sequestration in national greenhouse inventories. As agroforestry systems are not currently represented in common soil carbon models and humus-balancing methods we propose to close this gap by integrating the widely used soil carbon model RothC into Yield-SAFE, a parameter sparse model to estimate the aboveground biomass in agroforestry systems. Our aim was to allow a more precise quantification of the benefits of agroforestry on soil carbon sequestration, so that they can be integrated into national greenhouse gas inventories. Such integration is not only central to improving our knowledge on soil carbon dynamics under agroforestry systems but also allows comparison of carbon storage capacity between conventional treeless agriculture and agroforestry, considering future climate.

We assess the long-term dynamics of soil carbon in agroforestry systems using YieldSAFE (van der Werf et al. 2007) while adding belowground state variables than can interact with our implementation of 'The Rothamsted Carbon Model' (RothC), (Coleman and Jenkinson 2014). The integration of both models is then used to compare arable and agroforestry alternatives under current and future climates.

Materials and methods

Source models

YieldSAFE is a parameter-sparse, process-based dynamic model for predicting resource capture, growth,

and production in agroforestry systems (van der Werf et al. 2007). The model was developed with a simple architecture trying to capture the main processes of water and light use either for forest, conventional monocropping or the combination of both uses.

RothC, the "Rothamsted Carbon Model" (Coleman and Jenkinson 2014) is a model for the turnover of soil organic carbon developed by researchers at the UK agricultural research station focusing the model development into conventional agricultural practices.

Soil carbon additions through aboveground and belowground biomass

Trees can affect crop production in a number of ways, negatively through competition for light, nutrients and water, as well as positively through increased inputs of biomass to the soil from leaves and roots that often

$$B_{L\text{Fall}k} = \begin{cases} \frac{B_{L\text{Fall}} * \rho}{1000 * NrDays^{L\text{Fall}}}, & DOY^{SL\text{Fall}} \leq k \leq DOY^{SL\text{Fall}} + NrDays^{L\text{Fall}} \\ 0, & \text{otherwise} \end{cases} \quad (2)$$

enhance nutrient cycling (Rao et al. 1998). Thus, although growth-impact nutrients (i.e. N, P, K) are not implemented in Yield-SAFE, the soil carbon dynamics module used in this paper (see section on Integrating RothC into YieldSAFE) required some improvements to be made in Yield-SAFE so that the effect of the trees on soil carbon could be modeled.

Two main interactions were selected, the first, tree leaf fall and the second, fine root mortality from both trees and crops, all linked to existing state variables in Yield-SAFE and acted, in the new soil module, as plant carbon input material into soil.

The implementation of carbon added to soil from tree leaf fall was achieved in four steps. First, by defining the period of tree leaf fall, with a day of year for leaf fall start ($DOY^{SL\text{Fall}}$) and the number of days leaves are falling ($NrDays^{L\text{Fall}}$), and the proportion of leaf area that will fall ($f^{L\text{Fall}}$). Second, by defining the biomass of leaves that will fall ($B_{L\text{Fall}}$) on a particular day of the year $DOY^{SL\text{Fall}}$, using the specific leaf area (SLA , $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), a commonly available parameter in

literature, which is multiplied by the existing state variable tree leaf area (LA_t , $\text{m}^2 \text{tree}^{-1}$) (Eq. 1). In the third step, the quantity of biomass falling from the tree was evenly distributed over all the leaf fall days, and was removed from the total biomass (Eq. 2). In the fourth step, a proportion of carbon content in the leaf biomass (f^{CCL}) usually around 0.5 (Thomas and Martin 2012), provided the amount of carbon added to the soil during tree leaf fall (Eq. 3).

$$B_{L\text{Fall}} = \frac{LA_t * 10000}{SLA} * f^{L\text{Fall}} \text{ when } DOY = DOY^{SL\text{Fall}} \quad (1)$$

$B_{L\text{Fall}}$, Total leaf biomass that will fall (g tree^{-1}); LA_t , Tree leaf area ($\text{m}^2 \text{tree}^{-1}$); SLA , Specific Leaf Area ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$); $f^{L\text{Fall}}$, proportion of LA_t that will fall (0–1); DOY , Day of Year; $DOY^{SL\text{Fall}}$, DOY when leaves start falling

(Note: Yield-SAFE tree biomass (g tree^{-1}) needs to be reduced by $\frac{B_{L\text{Fall}k}}{NrDays^{L\text{Fall}}}$ when $B_{L\text{Fall}k} > 0$)

$B_{L\text{Fall}k}$, Leaf biomass fallen in day k (kg ha^{-1}); $B_{L\text{Fall}}$, Total leaf biomass that will fall (g tree^{-1}); ρ , Tree density (trees ha^{-1}); $DOY^{SL\text{Fall}}$, day of year when leaves start falling; $NrDays^{L\text{Fall}}$, total number of days leaves are falling; B_{ik} , tree biomass in day k (g tree^{-1})

$$C_{L\text{F}k} = B_{L\text{Fall}k} * f^{CCL} \quad (3)$$

when $DOY^{SL\text{Fall}} < k < DOY^{SL\text{Fall}} + NrDays^{L\text{Fall}}$

$C_{L\text{F}k}$, Carbon added to soil from leaf biomass in day k (kg ha^{-1}); $B_{L\text{Fall}k}$, Leaf biomass fall in day k (kg ha^{-1}); f^{CCL} , proportion of carbon content in leaf biomass (0–1); $NrDays^{L\text{Fall}}$, total number of days leaves are falling, proportion of; $DOY^{SL\text{Fall}}$, day of year when leaves start falling

Fine root mortality is another source of carbon in soil. Root biomass in trees and crops can be estimated with a root-to-shoot ratio (RSR_t and RSR_c , unitless) where frequently used values for trees are 0.2 and 0.25

for conifers and broadleaf respectively (IPCC 2006) while for crops a wider range can be possible, e.g. 0.1–4.9 depending on nutrient, water availability, phenology and species (Bolinder et al. 1997; Gan et al. 2009; Munns et al. 2016). Once root biomass is estimated for trees and crops, separate estimates of carbon incorporation into soil need to be made.

Since the literature suggests that tree fine roots can

$$Bt_{FRootk} = \begin{cases} \frac{Bt_{FRoots} * \rho}{1000 * NrDays^{LFFall}}, & DOY^{SLFFall} \leq k \leq DOY^{SLFFall} + NrDays^{LFFall} \\ 0, & \text{otherwise} \end{cases} \quad (5)$$

be a proportion of root biomass in the same proportion as leaves in aboveground biomass (e.g. Madeira et al. 2002) using the theory of a *whole-plant economics spectrum*, that considers a coupled behavior between leaf area and fine root biomass (Sloan et al. 2013), we suggest the estimation of tree fine root biomass as a proportion of whole root biomass based on the proportion of leaves to tree aboveground biomass (Eq. 4.1). Alternatively, in the model, a user can also define the proportion of fine roots in the belowground biomass (f^{FR}).

Thus, the root mortality rate, using the theory of the *whole-plant economics spectrum* (Eq. 4.1), then followed the same rate of change as for leaf fall (Eq. 5). Finally, using a proportion of carbon content in fine roots biomass (f^{CCFR}), about 10% less than the reference stem or leaf carbon contents (Thomas and Martin 2012), carbon added to soil in a particular day could be estimated (Eq. 6).

However, carbon from fine roots is not the only belowground source of carbon incorporated into soil. Larger quantities of carbon from roots are added when thinning or final harvesting of the trees occurs, and here we assumed that there would be no stump removal from the land since replanting of new trees would occur between the stumps (Eq. 7).

$$Bt_{FRoots} = B_t * RSR_t * \frac{B_{LFFall}}{B_{0t}}, \text{ when } DOY = DOY^{SLFFall} \quad (4)$$

or, in its reduced form

$$Bt_{FRoots} = RSR_t * B_{LFFall}, \text{ when } DOY = DOY^{SLFFall} \quad (4.1)$$

Bt_{FRoots} , Biomass of tree fine roots that will die (g tree⁻¹); B_t , Aboveground tree biomass (g tree⁻¹), RSR_t , Tree root-to-shoot ratio (0–1); B_{LFFall} , Total leaf biomass that will fall (g tree⁻¹); DOY , Day of Year; $DOY^{SLFFall}$, DOY when leaves start falling

$Bt_{FRootsk}$, Fine roots biomass died in day k (kg ha⁻¹); Bt_{FRoots} , Biomass of tree fine roots that will die (g tree⁻¹); ρ , Tree density (trees ha⁻¹); $DOY^{SLFFall}$, day of year when leaves start falling; $NrDays^{LFFall}$, total number of days leaves are falling

$$C_{FRk} = Bt_{FRootsk} * f^{CCFR} \quad (6)$$

when $DOY^{SLFFall} < k < DOY^{SLFFall} + NrDays^{LFFall}$

C_{FRk} , Carbon added to soil from fine roots in day k (kg ha⁻¹); $Bt_{FRootsk}$, Fine roots biomass died in day k (kg ha⁻¹); f^{CCFR} , proportion of carbon content in fine root biomass (0–1); $DOY^{SLFFall}$, day of year when leaves start falling

$$C_{CRk} = B_t * RSR_t * f^{CCCR} * N_{harv} \quad (7)$$

when $k = DOY^{Harvest}$

C_{CRk} , Carbon added to soil from coarse roots in day k (kg ha⁻¹); B_t , Aboveground tree biomass (g tree⁻¹), RSR_t , Tree root-to-shoot ratio (0–1); f^{CCCR} , proportion of carbon content in coarse roots biomass (0–1); N_{harv} , number of trees harvested (trees ha⁻¹); $DOY^{Harvest}$, day of year when thinning (or harvesting) occurs

Crop root biomass is estimated with a root-to-shoot ratio (Eq. 8) while carbon added into soil is estimated with simpler dynamics as the root biomass and corresponding carbon is added to soil when the crop is harvested (Eq. 9). Furthermore, additional carbon addition into soil can also be considered because the

harvesting process might not collect all aboveground biomass (Eq. 9).

$$BC_{Roots_k} = B_{c_k} * 10 * RSR_c \quad (8)$$

BC_{Roots_k} , Biomass of crop roots in day k (kg ha^{-1});
 B_{c_k} , Aboveground crop biomass in day k (g m^{-2}),
 RSR_c , crop root-to-shoot ratio (0–1); (10 is the
 conversion factor from g m^{-2} to kg ha^{-1})

$$C_{Croots_k} = BC_{Roots_k} * f^{CCCR} + 10 * B_{c_k} * (1 - HI_{crop} - HI_{byproduct}) \quad (9)$$

when k is day of crop harvest

C_{Croots_k} , Carbon added to soil in day k from crop roots (kg ha^{-1}); BC_{Roots_k} , Biomass of crop roots in day k (kg ha^{-1}); f^{CCCR} , proportion of carbon content in crop root biomass (0–1); B_{c_k} , crop biomass (g m^{-2}); HI_{crop} , crop harvest index (0–1); $HI_{byproduct}$, by product (e.g. straw) harvest index (0–1); (10 is a conversion factor from g m^{-2} to kg ha^{-1})

Integrating RothC into YieldSAFE

The original RothC model uses a monthly time step to calculate total organic carbon (Mg ha^{-1}), microbial biomass (Mg ha^{-1}) and $\Delta^{14}\text{C}$ (which allows the calculation of the radiocarbon age of the soil) on a years to centuries timescale.

In brief, the model takes incoming organic matter inputs, and splits these into one inert (IOM) and four active soil organic matter pools. Active organic matter is split between two pools: (1) Decomposable Plant Material (DPM), and (2) Resistant Plant Material (RPM), using a ratio dependent on the type of plant material.¹ These two fractions are further split into three products of decomposition: CO_2 , microbial biomass (BIO), and Humified Organic Matter (HUM). The proportion of SOC that is lost as CO_2 is determined by soil clay content (as this affects the ability of organic matter to be immobilised in organo-mineral complexes). Both the BIO and HUM fraction

are split again into subsequent CO_2 , BIO, and HUM pools. A proportion of 46% for BIO and 54% for HUM for the BIO + HUM compartment is considered. Farmyard manure applied as input material is considered to contain 49% DPM, 49% RPM and 2% HUM.

The link between the models was made with climate, crop, tree and water state variables in YieldSAFE being used as inputs to RothC, including the new estimations for tree leaf fall biomass and trees and crop root mortality (see previous section). The model can also include the application of manure from livestock as carbon inputs to the soil. However, it should be noted that none of these outputs provide feedback to modify crop or tree yields within the YieldSAFE model. Please refer to the Electronic Supplementary Material #1 for detailed list of equations used.

RothC is a monthly time step model and therefore some adaptations were made to fit it to the daily time-step used in YieldSAFE, in particular the decomposition rate constants that needed to be converted into daily rates (see Electronic Supplementary Material #2 for details on parameters units and values used).

As long term data on soil carbon measurements is scarce (Schroth and Zech 1995), the model integration was validated with the same observed data as those reported by Coleman and Jenkinson (2014). The model was set up to represent the same conditions as those reported by the authors: $C_{soil} = 0.234$, $Soil_{DepthOM} = 23$ cm, $DPM_RPM_r = 1.44$ and an initial $SOC = 33.86$ Mg ha^{-1} , with a continuous crop rotation of spring barley (*Hordeum vulgare* L.) (see Electronic Supplementary Material #1 for parameters description). The same weather data as Coleman and Jenkinson (2014) was used, where monthly temperature was set as the daily temperature for each month, and monthly precipitation was divided by 30 for each day of each month.

A calibration was done for barley (see Graves et al. 2007 for calibration procedure details) and, for validation purposes, three scenarios were used: (1) unmanured, (2) manured and (3) partially manured. Table 1 summarises the carbon added to soil through the addition of manure over the 148 years of experimentation. As manure is not yet included in YieldSAFE, the carbon content from this source was added manually in the model.

¹ DPM/RPM ratios are proposed in Coleman and Jenkinson (2014) for Agricultural crops and improved grasslands (1.44; 59% DPM and 41% is RPM), Unimproved grasslands and scrub (0.67; 40% DPM and 60% RPM); Deciduous or tropical woodland (0.25; 20% DPM and 80% RPM) and Farmyard manure (1; DPM 49%, RPM 49% and HUM 2%). When day of tree harvest occurs, the ratio between DPM and RPM is considered 0.25.

Table 1 Carbon added to soil in manured and partially manured validation scenarios (adapted from Coleman and Jenkinson (2014))

Years	Scenario	
	Manured (Mg C ha ⁻¹)	Partially manured (Mg C ha ⁻¹)
1852–1871	3	3
1872–1911	3	0
1912	0	0
1913–1930	3	0
1931	3 + 3	0
1932–2000	3	0
1933, 1943, 1967	0	0

Until 1930, manure was applied in DOY = 45 (15 Feb). In 1931 an additional application was made on DOY = 318 (15 Nov). The applications from 1932 onwards were done in DOY = 318 (15 Nov). In the no-manured scenario in years 1912, 1933, 1943 and 1967, land was set to fallow (no input plant material)

Agroforestry simulation scenarios

After the YieldSAFE and RothC models were integrated, a comparison between conventional arable and agroforestry land use alternative was made for two different locations and different growth rate tree species for a simulation horizon of 80 years. The first was in a Mediterranean climate, and compared an arable system with a wheat–wheat–fallow rotation to an agroforestry system with the same rotation and a density of 78 trees ha⁻¹ (holm oak—*Quercus rotundifolia* L.) over a 80 year time horizon. The second was in an Atlantic climate, and compared an arable system with a wheat–wheat–barley–oilseed rotation to an agroforestry system with the same rotation and a density of 78 trees ha⁻¹ (poplar—*Populus* sp.) over a 20 year time horizon. For details on Yield-SAFE calibration for these species, see Oliveira et al. (this special issue) and Crous-Duran et al. (this special issue).

The daily climate input for the simulations was obtained through Clipick (Palma 2017) for locations near Montemor (South Portugal) and Silsoe (Central UK), either for current or future climate (scenario RCP8.5), the latter used for assessing impacts of climate change.

Results and discussion

The integration of RothC into YieldSAFE was very challenging as RothC is in itself a large and complex model. The only long term data to validate the implementation were those used in the RothC model

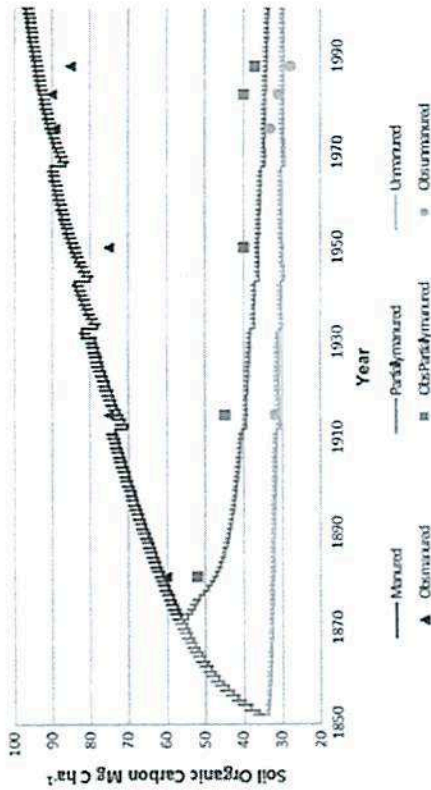
itself. Nevertheless, they are still valid as independent data, but as they were obtained in pure agricultural conditions, they can be used to validate only the new RothC implementation and crop residues input, not the tree litter carbon input.

The simulations of the Rothamstead experiment show an interesting resemblance to the validation reported by Coleman and Jenkinson (2014) indicating that the conceptual integration, formulation of state variables and decomposition rates for time scale adaptation presented in this manuscript are replicating RothC dynamics whilst also including the crop carbon inputs driven by YieldSAFE (Fig. 1).

For the validation of tree leaf and root litter inputs, two simulations were performed with the modified Yield-SAFE model. for: (1) a perennial cork oak plantation of 575 trees ha⁻¹ in South Portugal (near Montemor) and (2) a deciduous poplar plantation of 156 trees ha⁻¹ in United Kingdom (near Bedfordshire)—Fig. 2. The simulations show results that are in accordance with literature. For example, Caritat et al. (1996) reported annual leaf litter falls of between 3.5 and 4.5 Mg for stands of cork oak at a density of 575 trees ha⁻¹ while poplars in Poland were found to yield about 1.4 Mg ha⁻¹ of leaves in year 17 at a density of 88–118 trees ha⁻¹ based on a reported leaf litter estimate of 9 kg tree⁻¹ year⁻¹ (Dziadowiec et al. 2008).

For fine root biomass, there is little literature available to validate the model. However, it has been observed that the fine roots biomass follows the theory of a whole-plant economics spectrum, and that this can therefore be used to couple the behavior of fine root

Fig. 1 Daily simulation of the Rothamstead experiment using YieldSAFE integrated with RothC for three manure management scenarios. Obs. Observed data adapted from Coleman and Jenkinson (2014)



Online access to author(s) via Springer
Back to Springer

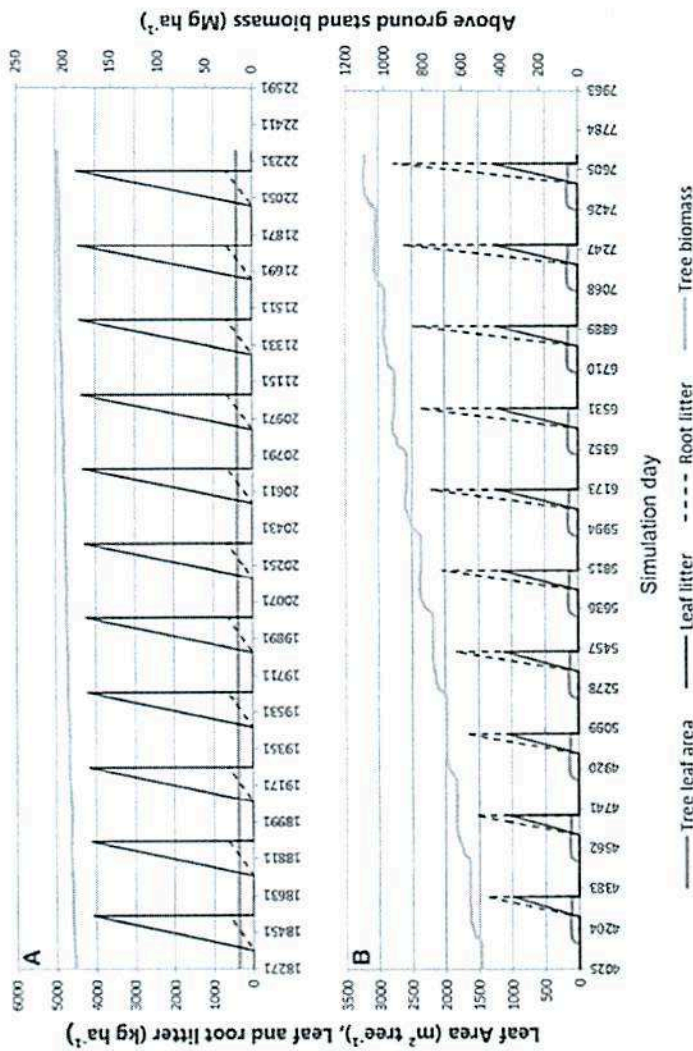
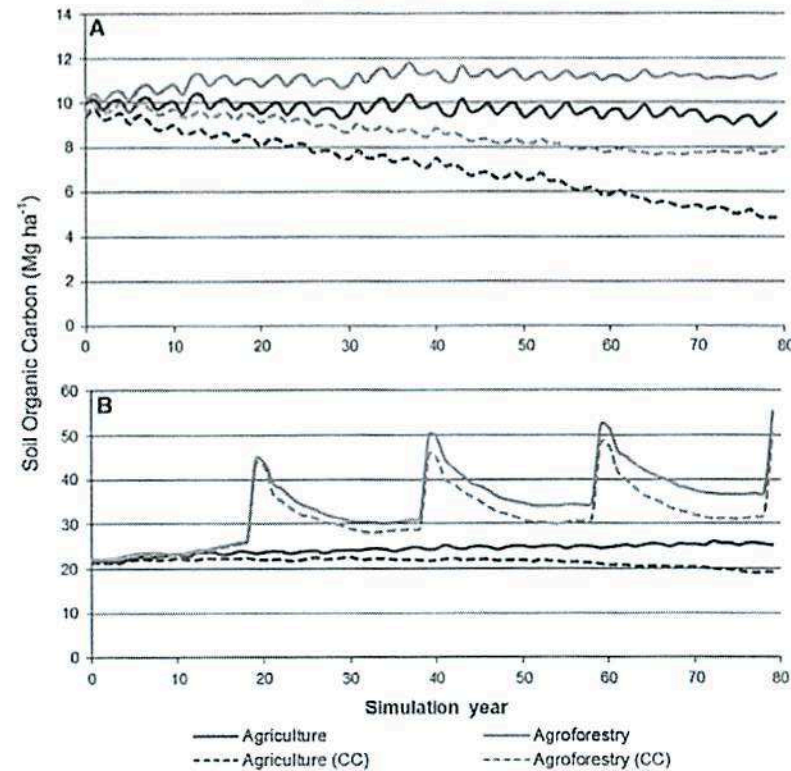


Fig. 2 Leaf area, leaf fall and root simulation of a perennial stand (*Quercus suber* L.) in South Portugal (near Montemor), showing years 50–60 with 575 trees ha^{-1} and b a deciduous stand (*Populus* sp.) with 156 trees ha^{-1} in the United Kingdom (in Bedfordshire) showing years 10–20

mortality to leaf litter production (Sloan et al. 2013). The difference between the perennial and deciduous trees suggests that the algorithms in YieldSAFE are

adequate to reflect the differences in leaf litter production as the perennial trees, having lower standing biomass and root biomass, provide less

Fig. 3 Comparison of simulated soil organic carbon between agroforestry and conventional agriculture in mediterranean (a) and atlantic (b) environments, using the integration of RothC and YieldSAFE without and with climate change (CC). Both agroforestry systems are simulated with 78 trees ha^{-1} . Mediterranean case has a rotation of wheat-wheat-fallow and the agroforestry system has a perennial tree (*Quercus rotundifolia* L.). Atlantic case has a rotation of wheat-wheat-barley-oilseed and the agroforestry system has a deciduous tree (*Populus* sp.) harvested each 20 years. Future climate is the Representative Concentration Pathway 8.5 simulated by the KNMI RACMO climate model (see Palma 2017 for details)



root-origin biomass in soil because only a small fraction of the total leaf biomass is dropped as leaf litter, and therefore only a fraction of the fine root biomass is released into the soil (Fig. 2).

To explore the advantages of the integration of both models to assess the effect of introducing trees in farmland, a comparison between arable and agroforestry land use scenarios was made in Mediterranean and Atlantic environments using a slow growing perennial tree species and a fast growing deciduous tree species.

The simulations predicted that in both environments, agroforestry would increase soil organic content when compared to conventional arable agriculture. Although this is somewhat expected through previous studies (Schroeder 1994; Montagnini and Nair 2004), the ability to assess soil carbon dynamics and quantify carbon storage in the long-term through dedicated agroforestry models is an improvement to the set of tools that are available for assessing agroforestry land use changes. In the Mediterranean scenario, the effect of the cork oak

trees was to increase SOC by about 1 Mg ha^{-1} , but when compared to conventional agriculture, after 80 years, there was a difference of 2.5 Mg ha^{-1} because agricultural land use tends to decrease the carbon content of the soil (Fig. 3a), with or without conservation measures (Hermle et al. 2008; SOIL-SERVICE 2012; Oberholzer et al. 2014). Similar results for similar systems are reported by Francaviglia et al. (2012) in Sardinia where input plant materials for a cork oak forest were of 3.74 Mg ha^{-1} (and considering 0.5 Mg ha^{-1} of manure from livestock) giving an increase of 10% of SOC in about 90 years. However, simulations seem conservative when compared to results obtained by Cardinael et al. (2017) that found carbon being accumulated in about $0.24 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (9.6 Mg C ha^{-1} for 40 years).

In the Atlantic scenario, during the 80-year simulation horizon, there was additional carbon added by coarse roots of the poplar when each 20-year tree rotation ended. These fluctuations in soil carbon increased the mean carbon content of the soil over

the 80-year simulation time horizon. However, even when not considering the carbon peaks created by the coarse roots input, the results still showed a difference, after 80 years, of about 10 Mg ha⁻¹ between the arable and agroforestry systems.

Under future climate change, the simulations suggested that, in Mediterranean areas, soil carbon storage was more resilient under agroforestry systems. The model suggested a reduction in carbon storage of about 2 and 5 Mg ha⁻¹ in the agroforestry and arable systems, respectively (Fig. 3a). The reduction of yields where rain fed yields are already low, was mainly due to increased water scarcity, a projected characteristic of future climate for Mediterranean areas, which will need adaptive management (Christensen et al. 2007; Palma et al. 2015). In the Atlantic environment, climate change, although having a negative impact, was not as dramatic as in the Mediterranean case (Fig. 3a). Furthermore, the agroforestry scenario still increased carbon in the soil showing, as in the Mediterranean case, that in terms of soil carbon storage, agroforestry land use was more resilient to climate change than arable land use.

It is worth noting that there are additional factors affecting carbon dynamics that might play an important role in agroforestry systems (Lorenz and Lal 2014) that the model is not considering. For example improvements can be made to the partitioning of the decomposition rates, as it is known that root litter usually decomposes more slowly than leaf litter of the same tree species (Cusack et al. 2009). In addition, higher carbon accumulation rates found by Cardinael et al. (2017) suggest that improvements in the model regarding the partitioning the decomposition dynamics of the DPM and RPM should be prioritized. The higher accumulation rates may be achieved with the increase of RPM proportion through time due to tree litter (leaves, branches, roots) in comparison to DPM (mostly from crop), leading to a slower decomposition with consequent higher carbon retention in soil. Also, soil erosion is lower under agroforestry systems and this could also reduce loss of carbon (Lal 2005; Palma et al. 2007). Furthermore, in alley cropping systems, the grass strip around the tree line seems to be of high relevance for carbon storage, especially in earlier stages of the agroforestry systems' establishment (Cardinael et al. 2017). Such additional factors mean that our simulated carbon storage under agroforestry might be underestimated.

More validation data is needed to confirm the simulated soil carbon dynamics in this work. However, this paper is an initial step towards the development of a carbon assessment tool in agroforestry systems with margin to progress, while being part of a set of further improvements currently undergoing, in particular merging algorithms for assessing silvopastoral systems and widening the calibration for more tree and crop species across Europe.

Conclusions

The integration of a carbon dynamics module (RothC) into YieldSAFE has improved our ability to assess long-term soil carbon storage under different land uses, including agroforestry land uses. Using a simple modelling philosophy, i.e. keeping a parameter sparse concept, YieldSAFE can now also be used to assess how land use change impacts on an important ecosystem service, carbon storage in soil, which could have an important role to play in mitigation of climate change impacts.

A climate change assessment of different land uses under different climatic regions demonstrated how the model could be used. The assessment indicated that agroforestry is a more resilient land use system under future climate change, and will retain and input higher levels of carbon in the soil in comparison with conventional arable agriculture. The trends in our simulated results is consistent with existing data and theory but now, integration of RothC and YieldSAFE, can allow quantitative predictions to be made to assess how land use systems, including agroforestry systems, will impact carbon storage levels in the long-term.

Funding European Commission through the AGFORWARD FP7 research Project (contract 613520), Forest Research Center strategic Project (PEst OE/AGR/UI0239/2014), the Portuguese Foundation for Science and Technology (FCT) fellowships SFRH/BD/52691/2014 and SFRH/BPD/96475/2013, XUNTA DE GALICIA, Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria ("Programa de axudas á etapa posdoutoral") (contract ED481B 2016/071-0).

References

Bolinder MA, Angers DA, Dubuc JP (1997) Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. *Agric Ecosyst Environ* 63:61–66. doi:10.1016/S0167-8809(96)01121-8

- Cardinael R, Chevallier T, Cambou A et al (2017) Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France. *Agric Ecosyst Environ* 236:243–255. doi:10.1016/j.agee.2016.12.011
- Caritat A, Bertoni G, Molinas M et al (1996) Litterfall and mineral return in two cork-oak forests in northeast Spain. *Ann Des Sci For* 53:1049–1058. doi:10.1051/forest:19960601
- Christensen JH, Hewitson B, Busuioac A et al (2007) Regional climate projections. In: Solomon S, Qin D, Manning M et al (eds) *Climate change 2007: the physical science basis contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 847–940
- Coleman K, Jenkinson D (2014) RothC—a model for the turnover of carbon in soil—model description and users guide. Rothamsted Research, Harpenden
- Cusack DF, Chou WW, Yang WH et al (2009) Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. *Glob Change Biol* 15:1339–1355. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01781.x
- den Herder M, Moreno G, Mosquera-Iosada R et al (2017) Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agric Ecosyst Environ* 241:121–132
- Dziadowiec H, Jonczak J, Czarniecki A, Kacprowicz K (2008) Comparison of plant litter fall in two poplar plantations of Hybryda 275 and Robusta. *Rocz Glebozn* 59:76–83
- Fagerholm N, Torralba M, Burgess PJ, Plieninger T (2016) A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecol Indic* 62:47–65
- Ford A (1999) *Modelling the environment*. Andrew Ford Island Press, Washington
- Francoaviglia R, Coleman K, Whitmore AP et al (2012) Changes in soil organic carbon and climate change—application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agric Syst* 112:48–54. doi:10.1016/j.agry.2012.07.001
- Gan YT, Campbell CA, Janzen HH et al (2009) Root mass for oilseed and pulse crops: growth and distribution in the soil profile. *Can J Plant Sci* 89:883–893. doi:10.4141/CJPS08154
- Gill H, Abrol I (1993) Afforestation and amelioration of salt-affected soils in India. In: Davidson N, Galloway R (eds) *The productive use of saline land*. Proceedings of a workshop held in Perth, Western Australia. ACIAR Proceedings No. 42. ACIAR, Perth, pp 23–27
- Glover JD, Reganold JP, Cox CM (2012) Agriculture: plant perennials to save Africa's soils. *Nature* 489:359–361. doi:10.1038/489359a
- Gosme M, Dufour L, Inurreta-Aguirre H, Dupraz C (2016) Microclimate effect of agroforestry on diurnal temperature cycle. In: Gosme M (ed) *3rd European agroforestry conference—Montpellier, 23–25 May*. Montpellier, pp 183–186
- Graves AR, Burgess PJ, Palma JHN et al (2007) Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecol Eng* 29:434–449. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.09.018
- Hertle S, Anken T, Leifeld J, Weisskopf P (2008) The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil Tillage Res* 98:94–105. doi:10.1016/j.still.2007.10.010
- IPCC (2006) *Guidelines for national greenhouse gas inventories, vol 4: agriculture, forestry and other land use*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>. Accessed 15 Sept 2017
- Lal R (2005) Soil carbon sequestration in natural and managed tropical forest ecosystems. *J Sustain For* 21:1–30. doi:10.1300/J091v21n01
- Lorenz K, Lal R (2014) Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agron Sustain Dev* 34:443–454. doi:10.1007/s13593-014-0212-y
- Madeira MV, Fabião A, Pereira JS et al (2002) Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* L. plantations induced by different water and nutrient availability. *For Ecol Manag* 171:75–85. doi:10.1016/S0378-1127(02)00462-0
- Martin-Chave A, Mazzia C, Beral C, Capowiez Y (2016) How Agroforestry microclimates could affect the daily-activity of major predatory arthropods in organic vegetable crops? In: Gosme M (ed) *3rd European agroforestry conference—Montpellier, 23–25 May*. Montpellier, pp 62–65
- Montagnini F, Nair PKR (2004) Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agric Ecosyst Environ* 103:281–295
- Munns R, Schmidt S, Beveridge C (2016) Growth analysis: a quantitative approach. In: Munns R, Schmidt S, Beveridge C (eds) *Plants in action, 2 edn*. Australian Society of Plant Scientists, New Zealand Society of Plant Biologists, and New Zealand Institute of Agricultural and Horticultural Science
- Oberholzer HR, Leifeld J, Mayer J (2014) Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. *J Plant Nutr Soil Sci* 177:696–704. doi:10.1002/jpln.201300385
- Palma J (2017) Resource communication: CliPick—climate change web picker. A tool bridging daily climate needs in process based modelling in forestry and agriculture. *For Syst*. doi:10.5424/fs/2017261-10251
- Palma J, Graves A, Bunce R et al (2007) Modelling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agric Ecosyst Environ* 119:320–334
- Palma JN, Paulo J, Faias S et al (2015) Adaptive management and debarking schedule optimization of *Quercus suber* L. stands under climate change: case study in Chamusca, Portugal. *Reg Environ Change*. doi:10.1007/s10113-015-0818-x
- Rao MR, Nair PKR, Ong CK (1998) Biophysical interactions in tropical agroforestry systems. *Agric Syst* 58:3–50. doi:10.1023/A:1005971525590
- Schroeder P (1994) Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agric Syst* 27:89–97. doi:10.1007/BF00704837
- Schroth G, Zech W (1995) Above- and below-ground biomass dynamics in a sole cropping and an alley cropping system with *Gliricidia sepium* in the semi-deciduous rainforest zone of West Africa. *Agric Syst* 31:181–198. doi:10.1007/BF00711725
- Shanker AK, Newaj R, Rai P et al (2005) Microclimate modifications, growth and yield of intercrops under *Hardwickia binata* Roxb. based agroforestry system. *Arch Agron Soil Sci* 51:281–291. doi:10.1080/03650340500053407

Sloan VL, Fletcher BJ, Press MC et al (2013) Leaf and fine root carbon stocks and turnover are coupled across Arctic ecosystems. *Glob Change Biol* 19:3668–3676. doi:10.1111/gcb.12322

SOILSERVICE (2012) SOILSERVICE: Conflicting demands of land use, soil biodiversity and the sustainable delivery of ecosystem goods and services in Europe. Final publishable report

Thomas SC, Martin AR (2012) Carbon content of tree tissues: a synthesis. *Forests* 3:332–352

Upson M (2014) The carbon storage benefits of agroforestry and farm woodlands. PhD Thesis, Cranfield University. <http://dspace.lib.cranfield.ac.uk/handle/1826/9298>. Accessed 15 Sept 2017

van der Werf W, Keesman K, Burgess P et al (2007) YieldSAFE: a parameter-sparse, process-based dynamic model for predicting resource capture, growth, and production in agroforestry systems. *Ecol Eng* 29:419–433. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.09.017



Online access to author(s) via Springer

[Back to Springer](#)



Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems



P. Pardon^{a,b,c,*}, B. Reubens^a, D. Reheul^b, J. Mertens^d, P. De Frenne^b, T. Coussement^e, P. Janssens^e, K. Verheyen^c

^a Flanders Research Institute for Agriculture, Fisheries and Food (ILVO), Burgemeester Van Gansberghelaan 109, 9820 Merelbeke, Belgium

^b Department of Plant Production, Ghent University, Coupure Links 653, 9000 Ghent, Belgium

^c Department of Forest and Water Management, Ghent University, Geraardsbergsesteenweg 267, 9090 Gontrode, Belgium

^d Department of Applied Biosciences, Ghent University, Valentin Vaerwyckweg 1, 9000 Ghent, Belgium

^e Soil Service of Belgium, Willem de Croylaan 48, 3001 Leuven, Belgium

ARTICLE INFO

Keywords:

Alley cropping
Soil organic carbon
Soil fertility
Temperate agroforestry
Poplar

ABSTRACT

Agroforestry systems (AFS) have a large potential to deliver a wide range of ecosystem services (ES). In field and crop management, changes to factors such as regulatory ES delivery are rarely taken into account, in part due to the paucity of detailed quantification of how trees affect biophysical field characteristics. This is especially true for arable systems in temperate climates. We have therefore assessed the influence of rows of trees of varying size on the prevailing soil characteristics in arable AFS. Spatial variability of soil organic carbon, acidity and nutrient status (N, P, K, Ca, Mg and Na) of the plough layer were analysed on a set of 17 arable agroforestry fields comprising 6 young (< 5 years) alley cropping fields and 11 fields bordered by a row of trees of moderate to older age (15–47 years) in Belgium. Significantly higher soil organic carbon and soil nutrient concentrations of N, P, K, Mg and Na were observed in the vicinity of trees in field boundaries, most likely resulting from the input of tree litter and nutrient-enriched throughfall water (for K and Na). Observed increases were strongly related to the distance from the tree row, resulting in a gradual change in soil conditions up to at least 30 m into the field. No significant effects of distance from the tree rows on soil characteristics were found in the young alley cropping fields. These results highlight the potential of middle-aged to mature tree rows to increase soil organic carbon stocks and nutrient availability for the agricultural crop in AFS.

1. Introduction

In temperate regions, interest in agroforestry has been growing for 20 years (Borremans et al., 2016; Gillespie et al., 2000; Jose et al., 2004; Nair, 2007) because it is considered as a sustainable agricultural practice that combines primary production with other ecosystem services (ES) (Torralba et al., 2016). In this paper an AFS is defined as a land use system in which trees are grown in combination with agricultural crops, and where both ecological and economic interactions occur between the tree and non-tree components of the system (Oelbermann et al., 2004; Young, 1989). The tree component can be located either inside the field (e.g. “alley cropping”), or on the field edges (e.g. “boundary planting”) (Nair et al., 2009; Young, 1989). Several authors have highlighted the potential beneficial effects of AFS such as carbon sequestration (Cardinael et al., 2015a; Montagnini and Nair, 2004), protection of (ground)water quality through reduction of nitrogen leaching (Allen et al., 2004; Jose, 2009), mitigation of soil

erosion (Nair, 2007) and biodiversity conservation (Klaa et al., 2005). However, in large parts of temperate Europe, implementation of agroforestry remains rather limited (Reisner et al., 2007; Rigueiro-Rodríguez et al., 2009). Besides uncertainties on the legislative and economic level (Borremans et al., 2016), this might result from a lack of actual quantification of the ES provided and the lack of knowledge on implications of AFS on field management (Graves et al., 2009; Tsonkova et al., 2014).

Particularly in regions with oceanic and continental climatic conditions (as defined by Peel et al. (2007)), further research and quantification is needed regarding the effect of tree presence on soil organic carbon (SOC) (Cardinael et al., 2015a; Jose, 2009; Peichl et al., 2006) and soil nutrient availability (Cardinael et al., 2015a; Jose, 2009; Jose et al., 2000). For various AFS in the (sub-)tropical regions, the occurrence and magnitude of these effects on SOC (e.g. Albrecht and Kandji, 2003; Gupta et al., 2009) and soil nutrient content (e.g. Nair et al., 1999; Szott et al., 1991) have already been thoroughly studied, where

* Corresponding author at: Department of Forest and Water Management, Ghent University, Geraardsbergsesteenweg 267, 9090 Gontrode, Belgium.
E-mail address: paul.pardon@ilvo.vlaanderen.be (P. Pardon).

tree litterfall and tree root decomposition are considered to be principal drivers for these nutrient cycles (Nair et al., 1999; Schroth, 1995). Also under temperate climatic conditions, soil (organic) carbon storage in AFS has been studied by several authors (e.g. Oelbermann and Voroney, 2007; Peichl et al., 2006; Upson and Burgess, 2013). However, as also argued by Cardinael et al. (2015a) and Nair et al. (2010, 2009), actual quantitative estimates remain extremely scarce. This is particularly true for mature arable AFS (Smith et al., 2012) as the tree component under study is often not older than 10 years and only a limited number of authors has studied a tree component of age older than 15 years (Bambrick et al., 2010; Cardinael et al., 2017; Upson and Burgess, 2013; Wotherspoon et al., 2014). In addition, research is mostly conducted on only 1 or 2 experimental fields (Fagerholm et al., 2016), with several studies even being conducted at the same experimental site and/or fields (Oelbermann et al., 2006, 2004; Oelbermann and Voroney, 2007; Peichl et al., 2006; Thevathasan and Gordon, 2004; Wotherspoon et al., 2014). Similarly, when considering the soil nutrient status, research to date is limited and has almost exclusively focused on nitrogen fluxes in AFS (Jose et al., 2000; Oelbermann and Voroney, 2007; Thevathasan and Gordon, 1997) and the role of trees in reducing nitrate-N leaching (Allen et al., 2004; Bergeron et al., 2011). A broader evaluation and quantification of changes in soil nutrient status in arable AFS is currently lacking.

To fill this knowledge gap, we have assessed the actual effect of tree presence on SOC and nutrient availability within the plough layer (0–23 cm) of a set of alley cropping fields and arable fields bordered by a tree row under temperate climatic conditions in Belgium, at varying distances from the tree rows and with different tree sizes and ages. We hypothesized that (i) SOC and concentrations of total nitrogen (N), potassium (K); phosphorous (P); calcium (Ca); magnesium (Mg) and sodium (Na) are higher in the AFS and that (ii) these effects are dependent on distance to the tree row as well as the size and age of the trees, resulting in the highest values close to the trees and in stronger effects as tree size increases.

2. Material and methods

Two different AFS were studied to quantify the effect of the tree component on the soil characteristics in alley cropping systems of various growth stages. Due to a lack of mature arable alley cropping systems in Belgium, a set of arable fields bordered by a row of high-pruned trees of moderate to older age (15–47 years) was selected as a proxy. These fields are referred to below as “boundary planted fields” (cf. Nair et al., 2009; Torquebiau, 2000; Young, 1989). The selected fields were bordered by a tree row along their longest edges with part of the edge having no trees, which creates a reference situation (Fig. 1). Indeed, the treeless part thereby acts as a control: it isolates the tree effect from effects caused by the grassy field margin or other edge effects (e.g. effects related to slight differences in tillage, fertilisation, etc.). Additionally, 6 young arable alley cropping fields were selected to investigate potential gradients in soil conditions resulting from the presence of a recently established tree component. All fields were located in Belgium, with mean annual temperature of 9.7 °C and mean annual precipitation of 828.1 mm (Grechka et al., 2016). The prevailing wind direction (1981–2010) is South-Southwest (KMI, 2016).

2.1. Boundary planted fields

2.1.1. Study site

All selected fields were cultivated in a direction parallel to the tree row, with no headland located next to the trees or nearby the reference situation. This eliminated factors such as the manoeuvring and turning of agricultural machinery which may affect the present soil conditions. On each field, the orientation of the tree row was approximately North-South as it is commonly accepted that this is the most favourable orientation to limit tree-crop competition for light (Beaton et al., 1999).

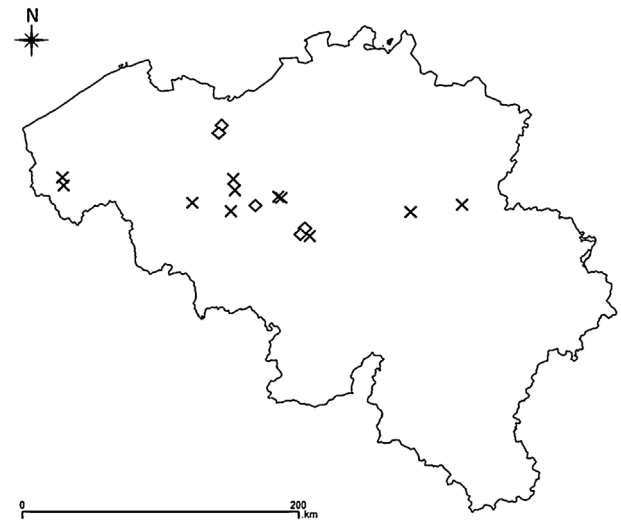


Fig. 1. Locations of experimental fields in Belgium (x boundary planted fields; o alley cropping fields).

To estimate effects of tree growth stage, trees were of uniform size within the field but were of different sizes among the fields (Table 1a). To exclude species-related effects, only tree rows with poplar (*Populus × canadensis* Moench.) were considered, a species with high potential for use in temperate silvoarable systems (Reisner et al., 2007). Moreover, the frequent occurrence of poplar in tree rows in Belgium facilitated the selection of appropriate experimental fields. The final set of study sites comprised 11 arable fields bordered with poplars. Intra-row tree distance was always circa 8 m. Despite selection for similar soil type, soils ranged from silt to (sandy) loam. Climatic conditions (1990–2015) for each field are given in Table 1a.

2.1.2. Soil sampling

At each experimental site and perpendicular to the tree row and to the treeless border, 3 and 2 transects were installed, respectively (Fig. 2). Each transect consisted of 5 rectangular sampling plots (1.5 m × 6 m), the centre of which was located at distances 2, 5, 10, 20 and 30 m away from the field edge. If a sampling plot coincided with a tire track resulting from agricultural machinery use, the sampling plot was repositioned slightly to a location next to the track. To ensure a representative sample, each sample consisted of a mixture of 8 sub-samples taken within these plots in the 0–23 cm soil layer with a gouge auger. Soil sampling was executed once, between December 2015 and January 2016. After sieving (< 2 mm), the soil samples were analysed by the Soil Service of Belgium for K, P, Mg, Na and Ca using inductively coupled plasma after extraction in ammonium-lactate. Total N was determined by Kjeldahl digestion. A heated potassium dichromate oxidation was used to analyse SOC (BELAC, 2017). pH-KCl of soil samples was determined at a 1:5 soil:liquid (volume fraction) ratio with H₂O and 1 M KCl. When taking the samples in one of the fields in St. Pieters Leeuw (H = 16.7 m, DBH = 0.29 m), strong compaction and anoxic conditions were noticed in the control transects at 2 and 5 m distance. As confirmed by the farmer, this may be the result of the past use of this part of the field-edge zone as an access track for agricultural machinery. In addition, at the Maarkedal site, freshly added compost was locally present at the moment of soil sampling, specifically at the sampling locations located at 5 and 10 m distance in one of the control transects. Strong compaction and/or addition of compost may influence SOC and nutrient dynamics; therefore the samples of all the above-mentioned plots were omitted in all further analyses in this study.

Table 1

Characteristics of boundary planted fields with *Populus × canadensis* (a) and alley cropping fields (b). Climatic data (“Temp.”: annual average air temperature in C° near surface, “Precip.”: annual average precipitation in mm yr⁻¹) for the period 1990–2015 (Grechka et al., 2016). Soil type according to soil map of Belgium (OC GIS-Vlaanderen, 2001; PCNSW, 2007), A. silt loam; L. sandy loam; S. loamy sand; Z. sand; .b. well drained .c. moderately well drained; .d. imperfectly drained; .h. poorly drained; .a soils with texture B horizon; .b soils with a structure or colour B horizon; .c soils with strongly mottled or broken texture B horizon; .h soils with a broken iron or humus B horizon. .p soils without any profile development often of alluvium or colluvium.

a)							
Location	Coordinates	Soil type	Temp. C°	Precip. mm yr ⁻¹	Year of plantation	Height (m)	DBH (m)
Sint Pieters Leeuw	50°47'74"N 4°12'41"O	Acp	10.3	787.9	2001	16.7	0.29
Sint Pieters Leeuw	50°47'45"N 4°12'38"O	Aca	10.3	787.9	2001	17.4	0.34
Haut-Ittre	50°38'19"N 4°17'51"O	Aba, Abp	9.8	836.0	2000	21.5	0.45
Maarkedal	50°49'14"N 3°40'15"O	Abp, Adp	10.1	752.1	1998	26.3	0.59
Tongeren	50°45'14"N 5°26'15"O	Aba, Abp	9.5	842.3	1998	26.7	0.60
Landen	50°43'56"N 5°05'59"O	Abp,Ahp	9.8	814.1	1994	32.3	0.60
Ieper	50°52'47"N 2°47'58"O	Lca	10.1	679.4	1985	27.0	0.73
Geraardsbergen	50°44'11"N 3°56'56"O	Aba	10.2	775.5	1988	33.1	0.70
Herzele	50°52'1"N 3°54'20"O	Aba, Aca	10.0	784.9	1977	33.4	0.69
Steenhuize	50°49'51"N 3°55'2"O	Aba	10.1	781.0	1985	29.9	0.76
Ieper	50°52'34"N 2°47'36"O	Ldc, Lca	10.1	679.4	1969	31.2	0.88

b)										
Location	Coordinates	Soil type	Temp.C°	Precip. mm yr ⁻¹	Year of plantation	Tree species	Orientation	Interrow distance (m)	Intra-row distance (m)	Tree row width (m)
Lochristi	51°6'32"N 3°49'49"O	Sdb, Zdb	10.2	755.8	2011	<i>Populus</i> sp.	EW	26	8	2
Lochristi	51°6'41"N 3°49'47"O	Zdh	10.2	755.8	2011	<i>Prunus avium</i>	EW	26	8	2
Lochristi	51°5'35"N 3°48'13"O	Zdh	10.2	755.8	2012	<i>Juglans regia</i>	EW	26	8	2
Vollezele	50°45'43"N 4°3'13"O	Aba	10.0	802.5	2010	<i>Prunus avium</i>	NS	54	8	2
Haut-Ittre	50°38'54"N 4°17'48"O	Aba	9.8	836.0	2011	<i>Juglans regia</i> & <i>Sorbus torminalis</i>	NS	28	8	2
Haut-Ittre	50°38'37"N 4°17'40"O	Aba, Lba	9.8	836.0	2011	<i>Juglans regia</i> & <i>Sorbus torminalis</i>	NS	28	8	2

2.2. Alley cropping fields

2.2.1. Study site

Six recently established arable alley cropping fields (mean tree age of 2–5 years) were selected. The soil type in these fields ranged from silt to sandy. Climatic conditions (1990–2015) for each field are given in Table 1b. The distance between tree rows varied from 26 to 28 m, with the exception of the field in Vollezele where interrow distance was 54 m. Intra-row tree distance was always 8 m. Considering the young age of the tree rows, species-related effects were expected to be of minor importance. Hence, no selection was made regarding tree species composition of the fields. Several tree species were present: *Populus × canadensis*, *Juglans regia* L., *Prunus avium* L. and *Sorbus torminalis* L. Crantz (Table 1b). At Vollezele and Ittre, all available space between the trees was filled in with various shrub species (e.g. *Rosa canina* L., *Cornus* sp. and *Corylus avellana* L.). On each field a minimum of 2 tree rows was present. If more than 2 rows were present, the 2 adjacent tree rows with the highest expected uniformity in terms of soil conditions in the intercropping zone were selected for sampling and analysis.

2.2.2. Soil sampling

In each field, 3 transects were laid out between and perpendicular to both selected tree rows (Fig. 2). At each location and along each transect, soil samples were collected once between December 2015 and January 2016 in rectangular sampling plots (1.5 × 6 m) up to 23 cm depth. Each transect consisted of 6 sampling plots, the centre of which was located at distances 2, 5 and 12 m from the closest tree row. To ensure a representative sample, each sample consisted of a mixture of 8 subsamples taken with a gouge auger. Soil samples were analysed as described above.

2.3. Field management

At all field sites, mainly the following crops are rotated: maize (*Zea mays* L.), winter wheat (*Triticum aestivum* L.), winter barley (*Hordeum vulgare* L.), and potatoes (*Solanum tuberosum* L.). Straw of winter cereals is removed after harvest. Soils are tilled and remaining crop residues are incorporated into the soil. During winter, cover crops (mainly yellow mustard (*Sinapis alba* L.) and perennial and Italian ryegrass

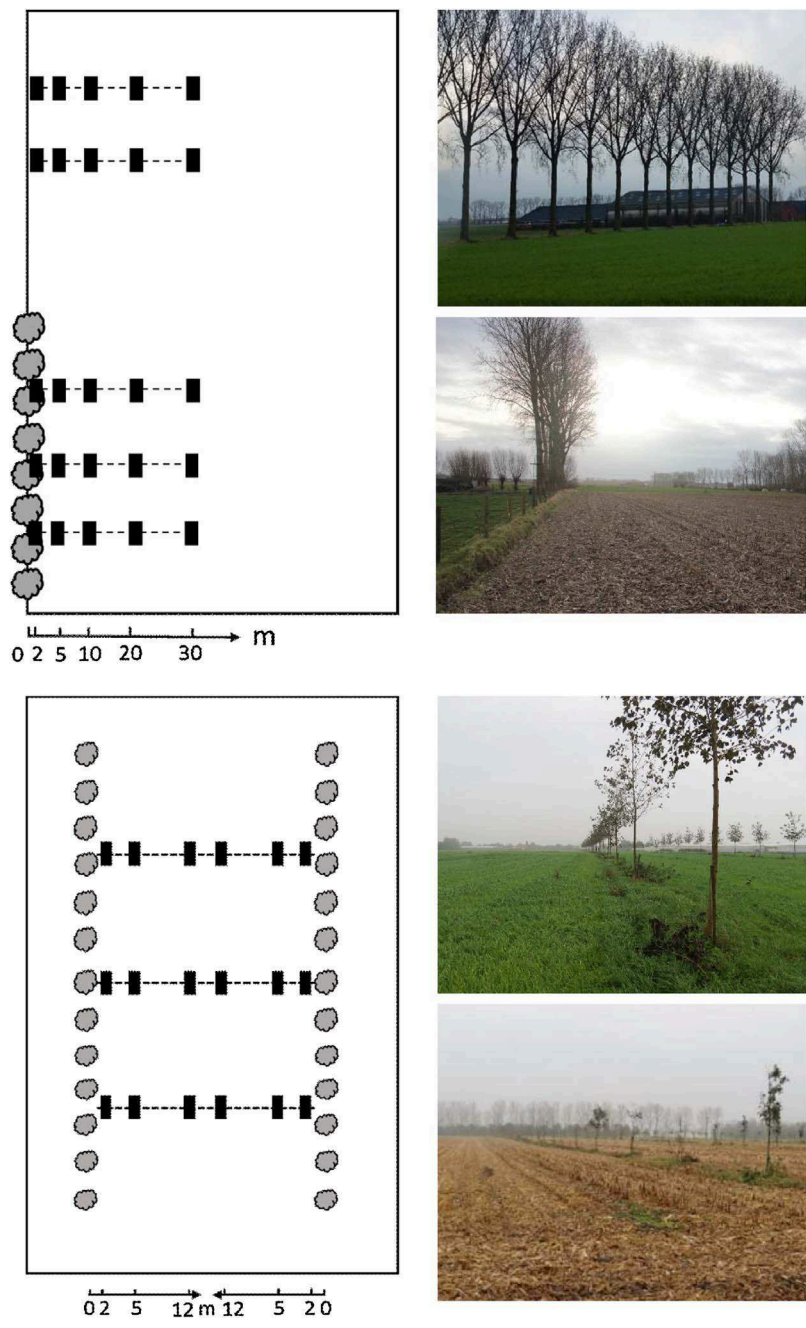


Fig. 2. Location of soil sampling points in the boundary planted (upper) and alley cropping (lower) fields. The black rectangles denote locations where samples were collected. Right: example of boundary planted fields with mature tree row (upper images) and alley cropping fields (lower images).

(*Lolium perenne* L. and *Lolium multiflorum* Lam.) are applied. Fields are fertilised with animal manure in accordance with Flemish manure regulations (max rate of 170 kg N [ha yr]⁻¹ for maize, potatoes, and winter cereals when combined with cover crops, and limitation of P addition as required by VLM, 2014). Additional mineral fertilisation was applied according to crop requirements set forth by VLM (2014) and the Bemex expert system (Vandendriessche et al., 1996).

2.4. Data analyses

The data of all fields have a nested, hierarchical structure with measuring points nested in transects. These transects are in turn nested at the level of the experimental field. Each soil variable was modelled separately for the boundary planted fields with middle-aged to mature tree rows and for the alley cropping fields using a linear-mixed effect model (LMM). For both tree cropping systems, distances to field edges

were transformed logarithmically to linearise the response variables. For the boundary planted fields, both the logarithm of the distance to the field edge and the presence/absence of a tree row were included as fixed effects. In case of the alley cropping fields, where no control transects were present, the logarithm of the distance to the nearest tree row was used as a fixed effect. To account for the hierarchical nature and non-independence of the data within fields and transects, “field” and “transect” were included as random effects for both cropping systems. In case of the alley cropping fields, no further analysis were executed for Na, since values for approximately one-third of analysed samples were below the detection limit of 9 mg (kg dm)⁻¹. Statistics were performed using the *lme* function in the *nlme* package in R (R Development Core Team, 2016).

For the boundary planted fields, average concentrations of SOC and soil nutrients were obtained for the field zone within 2 and 30 m of the tree rows. This was done based on integration of the LMM effect

relations, because soil sampling distances were not homogeneously distributed over the study area with relatively more measuring points being located in the vicinity of the tree rows. Reported stocks of SOC and soil nutrients in the 0–23 cm soil layer are based on bulk densities as estimated by eq. 1 (Adams, 1973).

$$BD = \frac{100}{\frac{\% OM}{0.244} + \frac{100 - \% OM}{MBD}} \quad (1)$$

BD denotes bulk density (g cm^{-3}), OM organic matter and MBD mineral bulk density. Percentage OM was derived from SOC, based on the assumption that SOM contains approximately 58% OC (e.g. Buringh, 1984; Trigalet et al., 2017). MBD typically has a value of 1.64 g cm^{-3} (Mann, 1986).

To investigate a possible effect of tree growth stage on the boundary planted fields with middle-aged to mature tree rows in case of significant fixed effects, for each tree row the average tree stem volume was calculated. This was done using mean tree height and mean tree diameter at breast height (DBH) of each field and the form factor for *Populus sp.* as given by Jansen et al. (1996) to correct for stem taper. The resulting variable is an indication of tree size, rather than of tree age. This is considered appropriate, however, because tree size is influenced by age as well as other factors such as intra-row distance and soil conditions. Tree size (rather than tree age *sensu stricto*) is therefore presumed to be the major determinant of the effects of trees on soil organic carbon and nutrients. Subsequently, for every field a separate linear mixed model was fitted to the transects perpendicular to the tree row and to the transects in the treeless part of the field. Here the common logarithm of the distance to the tree row or to the treeless edge and the specific transect were considered as fixed and random effects, respectively. For each field the differences in intercept and slope of both linear mixed models were calculated. Finally, Spearman correlation coefficients between these differences and the average tree trunk volume of the different fields were computed ($r_{sintercept}$ and r_{slope} , respectively). All statistical analysis were performed in R version 3.2.2 (R Development Core Team, 2016).

3. Results

3.1. Boundary planted fields

Significant variations in soil concentration of OC, N, Na, K, Mg and

to a lesser extent P were found on the boundary planted fields. These variations were explained by the interaction between the presence/absence of a tree row and the distance to the field edge (Table 2, Fig. 3). Significantly higher values of the abovementioned variables were found in the transects perpendicular to the tree row when compared to the transects located in the control (tree-less) situation of the experimental field (Table 3, Appendix A Table A1). These observed differences decreased exponentially as distance to the field edge increased. At a distance of 30 m from the tree row, levels similar to those in the control part of the field were obtained. No significant variation in soil Ca, pH-KCl and C:N ratio was present.

Within the field area under study, i.e. between the distance of 2 m to 30 m from the field edge, the average soil organic carbon concentration of $1.18 \text{ g (100 g)}^{-1}$ in the control part of the field corresponds to a soil organic carbon stock of $39.8 \text{ ton OC ha}^{-1}$ in the 0–23 cm soil layer. Close to the tree rows, the average SOC concentration within the same distance to the field edge equaled $1.35 \text{ g (100 g)}^{-1}$, corresponding to a soil organic carbon stock of $45.1 \text{ ton OC ha}^{-1}$. A net increase in soil organic carbon stock of $5.3 \text{ ton OC ha}^{-1}$ is thus realized in the AFS. Similarly, the observed differences in soil nutrient concentration correspond to an average increase in soil nutrient stocks in the AFS of 108 kg K ha^{-1} ; 86 kg P ha^{-1} ; 45 kg Mg ha^{-1} and 16 Na kg ha^{-1} when compared to the control part of the field. An average increase in total N stock of 556 kg ha^{-1} was found in the 0–23 cm soil layer of the transects close to the tree row (Table 3).

Significant values of $r_{sintercept}$ were found for SOC, N, Na, and K (Table 4). Differences in soil concentration of these variables between the AFS and control situation increase as tree-size increases (Appendix B). Significant values of r_{slope} were found for SOC, N, Na, K and P, which indicate that stronger gradients in soil concentration occur in between a distance of 2 to 30 m to the tree row as tree size increases. Neither r_{slope} nor $r_{sintercept}$ were significant for Mg.

3.2. Alley cropping fields

No significant variation in soil characteristics in relation to the distance from the tree row was observed in the young alley cropping fields (Table 5, Appendix A Table A2).

4. Discussion

Based on the experimental design and the significance of the in-

Table 2
Linear mixed modelling results for the combined set of boundary planted fields. Included fixed effects in the linear mixed model are distance to the field edge, presence or absence of a tree row (“T+ / T-”) and their interaction. Model formula: $Y = a \cdot \log_{10}(\text{distance in m}) + b$. Bold characters indicate significant effect (P-value < 0.05). (*) indicates $0.05 < \text{P-value} < 0.10$. Organic carbon content is expressed in g (kg dm)^{-1} , soil nutrient concentrations are expressed in mg (kg dm)^{-1} .

	Fixed effects			Parameter estimates optimal model		
	Distance to the field edge	Tree row presence (T+ / T-)	interaction		slope a	intercept b
SOC	p < 0.0001	p < 0.0001	p < 0.0001	T+	-3.9	18.0
				T-	-0.4	12.2
N	p < 0.0001	p < 0.0001	p < 0.0001	T+	-336.2	1714.6
				T-	+12.5	1136.7
K	p < 0.0001	p = 0.0008	p = 0.0001	T+	-75.4	312.7
				T-	-1.3	193.7
Mg	p = 0.0079	p < 0.0001	p = 0.0001	T+	-21.7	222.4
				T-	+10.2	170.3
P	p = 0.0271	p = 0.0631(*)	p = 0.0861(*)	T+	-31.4	257.2
				T-	+0.2	192.8
Na	p < 0.0001	p < 0.0001	p < 0.0001	T+	-10.6	31.0
				T-	-0.1	14.1
C:N	p = 0.1544	p = 0.7226	p = 0.9178	T+	-0.3	10.6
				T-	-0.3	10.4
Ca	p = 0.5356	p = 0.7005	p = 0.2700	T+	-108.3	2277.5
				T-	+62.8	2055.5
pH-KCl	p = 0.2017	p = 0.7686	p = 0.8854	T+	+0.1	6.4
				T-	+0.1	6.4

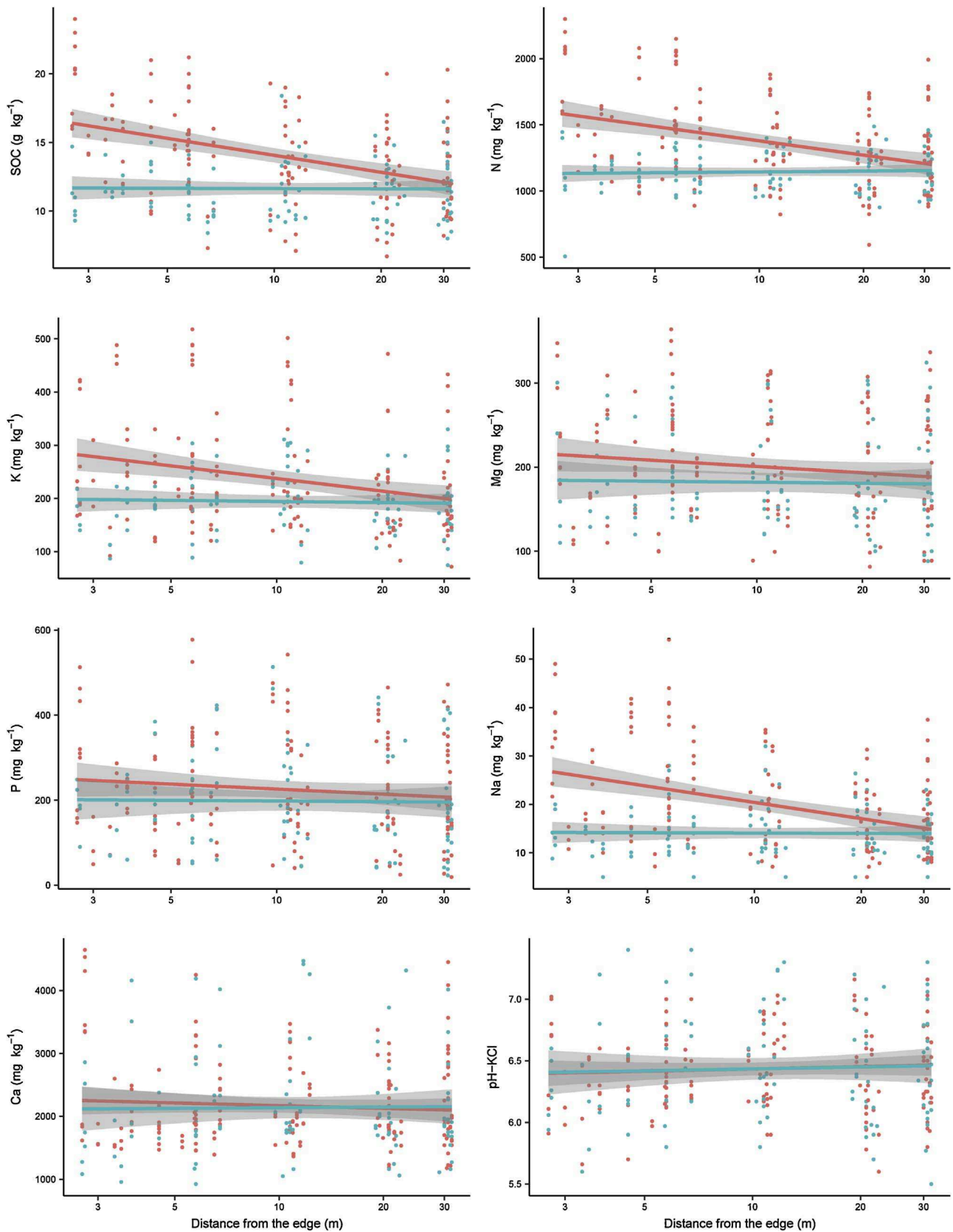


Fig. 3. Soil characteristics as a function of the distance to the field edge in the boundary planted fields. Lines represent regression lines fitted using soil samples per investigated distance. Red: transects perpendicular to the tree row, blue: transects perpendicular to the treeless border. Grey shading shows 95% confidence interval.

Table 3

Average soil organic carbon in g (kg dm)⁻¹ and soil nutrient concentrations in mg (kg dm)⁻¹ (based on integration of LMM effect relations). SOC- and soil nutrients stocks (kg ha⁻¹) along the evaluated transects (i.e. between a distance of 2 and 30 m from the field edge) as derived from the average SOC and soil nutrient concentrations. Calculated stocks clearly show significantly increased values in the plough layer (0–23 cm) of the combined set of boundary planted fields.

	Average soil nutrient Concentrations (± S.E.)		Soil nutrient stocks	
	Tree row (n = 165)	Control (n = 104)	Tree row	Control
SOC	13.5 ± 1.2	11.8 ± 1.5	45072	39772
N	1335.8 ± 101.2	1150.7 ± 120.5	4446	3890
K	227.7 ± 35.7	192.2 ± 43.0	758	650
Mg	197.9 ± 24.5	181.7 ± 17.7	659	614
P	221.8 ± 47.5	193.0 ± 45.9	738	652
Na	19.0 ± 3.4	14.0 ± 3.7	63	47

Table 4

Spearman correlation between tree size and the difference in intercept (r_sintercept) and slope (r_sslope) between the AFS and control situation of the linear mixed model of each separate boundary planted field. A positive correlation for r_sintercept indicates increasing differences in soil nutrient concentration between the AFS and control situation as tree size increases. A negative correlation for r_sslope indicates stronger gradients occur in between a distance of 2 and 30 m to the tree row as tree-size increases. Bold characters indicate significant correlation (P-value < 0.05). (*) indicates 0.05 < P-value < 0.10.

	r _s intercept		r _s slope	
	r _s	p-value	r _s	p-value
SOC	0.64	p = 0.0404	-0.60	p = 0.0562 (*)
N	0.70	p = 0.0208	-0.80	p = 0.0052
K	0.77	p = 0.0081	-0.78	p = 0.0070
Mg	0.28	p = 0.4021	-0.14	p = 0.6935
P	0.35	p = 0.2994	-0.67	p = 0.0281
Na	0.86	p = 0.0013	-0.74	p = 0.0134

Table 5

Linear mixed modelling results for the combined set of alley cropping fields. Included fixed effect in the linear mixed model is distance to the field edge. Model formula: Y = a*log10(distance in m) + b. (*) indicates 0.05 < P-value < 0.10. Organic carbon content is expressed in g (kg dm)⁻¹, soil nutrient concentrations are expressed in mg (kg dm)⁻¹.

	Fixed effect: distance	Parameter estimates optimal model	
		slope a	intercept b
SOC	p = 0.9696	-0.02	13.8
N	p = 0.1458	+33.8	1200.9
K	p = 0.0778 (*)	+19.7	198.7
Mg	p = 0.4471	-4.2	114.9
P	p = 0.1043	+11.8	241.3
C:N	p = 0.5020	-0.3	11.4
Ca	p = 0.6506	+27.6	1512.6
pH-KCl	p = 0.5721	-0.03	5.8

teraction between distance into the field and the presence/absence of a tree row for each of the observed effects, we can assume that these effects are purely related to the presence of a tree component and not the result of any other edge effect. Although alley cropping and boundary planted fields are 2 distinct AFS when considering their spatial design, the results concerning the boundary planted fields with middle-aged to mature tree rows found in this particular paper can be assumed to be valid for older alley cropping systems as well.

4.1. Soil organic carbon and nutrient availability in AFS

4.1.1. Boundary planted fields

The potential of AFS to increase both above-ground and below-ground carbon stocks is an important tool for mitigating climate change (Cardinael et al., 2015a; Lorenz and Lal, 2014). This potential influence of trees on SOC was confirmed in our study on the boundary planted fields with significantly higher SOC found nearby the middle-aged to mature tree rows. The observed increase within 2 to 30 m distance from the field edge of 5.3 ton OC ha⁻¹ is similar to the findings of Bambrick et al. (2010) where an increase in SOC of 6.2 ton OC ha⁻¹ in the 0–20 cm soil layer was observed after 21 years of intercropping with poplar in comparison to arable cropping without trees. On average, the boundary planted trees in our study are older and thus presumably also of larger size than the tree rows studied by Bambrick et al. (2010). The similar magnitude of the noted effect may, however, be explained by the narrow interrow distance of only 15 m in the latter experiment which might have caused a cumulative effect.

As hypothesised, higher soil nutrient concentrations were found in the transects nearby the tree row for K, P, Mg and Na, leading to potentially higher nutrient availabilities in the AFS when compared to the treeless control transects. The increased soil N concentrations in the AFS appeared to be strongly linked to the increase in soil organic carbon concentrations. The average C:N ratio of the soil samples equalled 10.2 ± 0.12 (S.E.) close to the tree row and 10.2 ± 0.17 in the control transects (Appendix A), which is similar to the values for arable land observed by John et al. (2005).

The occurrence of gradients in soil characteristics as a result of tree presence and the resulting spatial variability as noted by Bambrick et al. (2010) and Follain et al. (2007) was confirmed in our research. Some authors suggest this variability may disappear throughout time in alley cropping fields when a more homogeneous tree-influence on the intercropping zone occurs as trees grow larger and tree litter is distributed more evenly in the intercropping zone (Bambrick et al., 2010; Oelbermann et al., 2004; Wotherspoon et al., 2014). However, the observed simultaneous correlation of tree size with both difference in intercept and in slope of the LMM indicates that an increasing tree size primarily results in more pronounced effects close to the tree row, whereas the distance to which the effects extend into the field is less influenced (Table 4).

4.1.2. Alley cropping fields

Based on the abovementioned correlation between tree size and increase in SOC and/or soil nutrient concentration nearby the tree rows, the absence of any observed gradients on the young alley cropping fields is assumed to be related to the limited age and size of the tree component present. In contrast to the suggestion that changes in SOC on the field-level in young alley cropping fields under temperate climate are only expected to occur after at least 10 years of establishment (Oelbermann et al. (2006) and Peichl et al. (2006)), higher SOC close to the tree rows has been observed in alley cropping fields of limited age. For example, Thevathasan and Gordon (2004) found a 35% relative increase in SOC (0–15 cm soil layer), within 2 m distance from poplar trees on an alley cropping field in southern Ontario (Canada) 8 years after establishment. It is nearly impossible that the young trees in our setup would have homogeneously altered the soil characteristics of the entire intercropping zone, thus the observed SOC and soil nutrient concentrations likely still equal the values before establishment of the trees. The results of our experiment suggest that trees have no significant influence on SOC nor on nutrient availability during at least 3 to 5 years after establishment of temperate silvoarable AFS.

4.2. Processes affecting carbon input in AFS

As often argued in studies investigating SOC in AFS (Bambrick et al., 2010; Cardinael et al., 2017; Oelbermann et al., 2004; Oelbermann and

Voroney, 2007), the input of organic matter via tree litter is seen as an important explanatory variable. Following the simulation in Appendix C, a yearly leaf litterfall of 214 g m^{-2} , which seems consistent with literature (e.g. Zhang, 1999), could constitute an average annual net increase in SOC stock of 208 kg. Based on the average tree age on the boundary planted fields of 25.5 yr (Table 1a), this would result in the observed total increase of 5.3 t. Litterfall input typically decreases exponentially with distance from the tree row (Oelbermann et al., 2004). The orientation of the boundary planted tree rows approximately aligns with the prevailing S-SW wind direction, thus we expect that leaf litter input would decrease exponentially as distance from the tree rows increased. This would contribute to the distance-dependency of the noted effects.

Besides leaf litter, tree branches can represent a substantial part of total litter production, ranging from 2 to 25% on a dry weight basis under plantation and/or forest conditions (Berthelot et al., 2000; Meiresonne et al., 2007; Merriam et al., 1982) and characterised by C content of approximately 50% (Zabek and Prescott, 2006). Although the relative importance of this litterfall fraction in AFS is difficult to estimate, the resulting input in the plough layer is supposed to be substantially lower than the abovementioned quantity as trees in AFS are pruned and part of the fallen branches are normally removed from the field before or during harvest of the crop. In addition, a carbon input may be realized through decomposition of (fine) tree roots and root exudates (Nair et al., 2009; Schroth, 1995; Young, 1989). Although poplar root systems generally constitute 25–35% of the whole-plant biomass (Block et al., 2006; Nair, 2012), the actual accretion in the plough layer (0–23 cm) comprises only a very limited fraction since (poplar) tree roots have the tendency to colonise deeper soil layers in arable AFS, avoiding the upper soil layer of the intercropping zone where high competition with the agricultural crop for water and nutrients may occur (Cardinael et al., 2015b; Mulia and Dupraz, 2006; Thevathasan and Gordon, 1997; Upson and Burgess, 2013). Hence, in our case, the OC input originating from tree branches and fine root decomposition is expected to be limited as compared to the input through leaf litter.

4.3. Processes affecting soil nutrient input and export in AFS

Based on the abovementioned estimated average litterfall quantity of 214 g m^{-2} and nutrient concentrations of poplar leaf litter as reported by Meiresonne et al. (2007) and Lihavainen et al. (2016) an estimated yearly nutrient-input of $12.6 \text{ kg K ha}^{-1}$; $10.9 \text{ kg P ha}^{-1}$; $5.8 \text{ kg Mg ha}^{-1}$ and $0.1 \text{ Na kg ha}^{-1}$ is realised, respectively. The input via leaf litter may thus deliver a substantial contribution to the increased soil nutrient content of K, P, and Mg in the AFS. In general, poplar leaf litter is also characterised by high Ca concentrations. However, the relative increase in soil Ca concentration found in this research is comparatively small when compared to the overall concentration present in the soil which is assumed to be primarily determined by the input of calcium through liming.

In addition a substantial amount of nutrients (K, Na) can be supplemented via throughfall water. For instance, Zhang (1999) found the K-input via throughfall to be 3 times higher compared to the input through leaf litterfall in an alley cropping system with poplar in southern Ontario (Canada). Similar results were found by Meiresonne et al. (2007) in a poplar plantation in Belgium. The apparent relative importance of this source of input may explain the strong distance-dependency of the increase in Na and K in comparison to the other nutrients, since the input through throughfall is assumed to be mostly restricted to the area directly under the tree canopy, whereas deposit of leaf litterfall may also occur at further distances of the tree rows.

In addition to the abovementioned nutrient-inputs, the noted

increases may also be caused by a reduced export of nutrients present in the soil. For example, reduced leaching to deeper ground layers may occur nearby the tree rows as the latter may provide a sheltering effect, thereby reducing the amount of rainfall that reaches and subsequently percolates the plough layer (Alva et al., 1999). Additionally, the observed increase in SOC in the AFS may lead to a higher CEC and a subsequent increase in nutrient retention capacity (Bambrick et al., 2010; Lehmann, 2007). Finally, depending on the cultivated crop, an altered crop development and/or a possible reduction in grain production up to 88% may occur nearby the tree rows in AFS due to tree/crop competition for light, water or nutrients (e.g. Reynolds et al., 2007; Van Vooren et al., 2016). This may result in reduced crop-uptake of available soil nutrients (Pessarakli, 1999).

4.4. Fertilisation in AFS

The increase in SOC and soil nutrient concentrations indicate that reduced crop fertilisation might be appropriate in the AFS, as suggested by Cardinael et al. (2015a), Zhang (1999), Jose et al. (2000) and Rivest et al. (2009). Although in our study effects on soil mineral N content were not quantified some authors indicate the occurrence of higher nitrification and N release near poplar tree rows on alley cropping fields resulting from tree leaf biomass input (e.g. Thevathasan and Gordon (1997, 2004)). Those authors concluded that inorganic N addition may therefore be reduced accordingly in AFS. Fertiliser inputs might need reduction in AFS to avoid excessive leaching and reduce input costs for the farmer. However, several complicating factors must be taken into account. As stated above, soil nutrient status might be strongly heterogeneous at field level. In addition, soil nutrient status will continually change as trees grow as shown by positive correlations between tree size and the magnitude of the noted increases. Moreover, when mature trees are harvested and replaced with young specimens, an initial decrease of SOC content and soil nutrient concentrations will occur due to the limited effect of the newly established trees. Furthermore, unlike mineral fertilisers, availability over time of nutrients imported through leaf litter is dependent on mineralisation of the organic material. This mineralisation may not occur in accordance with the needs of the crop. Finally, the occurrence and magnitude of these effects are supposed to be influenced by the choice of tree species and even tree genotype (Bambrick et al., 2010; Fortier et al., 2010; Peichl et al., 2006; Udawatta and Jose, 2011). However, considering the continual evolution of smart farming techniques, these difficulties may be overcome through the development and use of adapted fertilisation software applications that take (changing) field-specific nutrient-gradients into account.

5. Conclusion

The potential of AFS to sequester carbon by increasing the SOC has been confirmed on the boundary planted fields under study with tree rows of moderate to mature age. The significantly higher SOC concentrations in the plough layer of the AFS resulted in an average increase in soil OC stock of 5300 kg ha^{-1} within the field zone (i.e. between 2 and 30 m to the field edge). As hypothesised, higher soil nutrient concentrations for K, Mg, P and Na were also found in the plough layer, corresponding to an average increase in soil nutrient stock of 108 kg K ha^{-1} ; 45 kg Mg ha^{-1} ; 86 kg P ha^{-1} and 16 kg Na ha^{-1} , respectively. The main causal factor is assumed to be the input of carbon and nutrients in the top soil layer through tree litter, in particular tree leaves, and to a lesser extent via nutrient enriched throughfall water.

The noted increase of these soil variables was strongly related to the distance from the tree row, resulting in considerable spatial gradients.

In addition, the increase in SOC, N, K, and Na was related to the growth stage of the tree component present, indicating a continuous evolution in SOC and soil nutrient status of the AFS as trees mature. Hence, even if a reduced input of fertilisers in AFS might be appropriate, a dynamic and field-specific approach will be necessary that considers factors such as the influence of tree growth stage and interrow distance.

Acknowledgement

Funding: The doctoral research of Paul Pardon is supported by Flanders Innovation & Entrepreneurship (VLAIO), an agency of the Flemish Government (grant number 135068).

Appendix A

Tables A1 and A2

Table A1

Boundary planted fields: observed minimum (“Min.”), maximum (“Max.”) and mean value and standard error (“Mean ± S.E.”, based on integration of LMM effect relations) of analysed variables. Parameter estimates following linear mixed model at distances “2m”, “5m”, “10m”, “20m” and “30m”. “T+”: transects perpendicular to tree row. “T-”: transects in the reference part of the field. Organic carbon content is expressed in g (kg dm)^{-1} , soil nutrient concentrations are expressed in mg (kg dm)^{-1} .

		Min.	Max.	Mean ± S.E	2 m	5 m	10 m	20 m	30 m
SOC	T+	6.7	24.0	13.5 ± 1.2	16.8	15.2	14.0	12.9	12.2
	T-	8.0	18.4	11.8 ± 1.5	12.0	11.9	11.8	11.6	11.6
N	T+	593.3	2300.0	1335.8 ± 101.2	1613.4	1479.6	1378.4	1277.2	1218.0
	T-	506.1	1460.0	1150.7 ± 120.5	1140.4	1145.4	1149.1	1152.9	1155.1
K	T+	71.5	518.0	227.7 ± 35.7	290.0	260.0	237.3	214.6	201.3
	T-	74.3	330.0	192.2 ± 43.0	193.3	192.8	192.4	192.0	191.8
Mg	T+	81.6	364.0	197.9 ± 24.5	215.8	207.2	200.7	194.1	190.3
	T-	88.2	324.4	181.7 ± 17.7	173.3	177.3	180.4	183.5	185.2
P	T+	19.2	577.5	221.8 ± 47.5	247.7	235.2	225.8	216.3	210.8
	T-	23.0	513.2	193.0 ± 45.9	192.9	192.9	193.0	193.0	193.0
Na	T+	7.1	54.0	19.0 ± 3.4	27.8	23.6	20.4	17.2	15.3
	T-	7.9	32.0	14.0 ± 3.7	14.1	14.0	14.0	14.0	14.0
C:N	T+	7.8	18.5	10.2 ± 0.7	10.5	10.3	10.2	10.1	10.1
	T-	7.8	21.7	10.1 ± 1.1	10.4	10.2	10.2	10.1	10.0
Ca	T+	1175.6	4646.7	2155.5 ± 312.6	2244.9	2201.8	2169.2	2136.6	2117.6
	T-	924.3	4472.1	2126.3 ± 369.9	2074.4	2099.4	2118.4	2137.3	2148.3
pH-KCl	T+	5.6	7.2	6.4 ± 0.2	6.4	6.4	6.4	6.5	6.5
	T-	5.5	7.4	6.4 ± 0.2	6.4	6.4	6.4	6.4	6.5

Table A2

Alley cropping fields: mean soil concentration ± S.E. of analysed variables at sampled locations (2m: near tree row, 12m: at centre in between two tree rows). Min. and max. values indicate range of analysed samples. Organic carbon content is expressed in g (kg dm)^{-1} , soil nutrient concentrations are expressed in mg (kg dm)^{-1} .

	Min.	Max.	Mean ± S.E		
			2 m (edge)	5 m	12 m (centre)
SOC	7.3	26.0	13.6 ± 0.7	14.1 ± 0.7	13.5 ± 0.7
N	960.0	1750.0	1208.1 ± 30.8	1226.4 ± 36.3	1259.7 ± 41.2
K	70.0	400.0	202.7 ± 13.8	217.0 ± 14.1	217.0 ± 13.5
Mg	50.0	200.0	112.7 ± 5.2	111.8 ± 5.5	112.4 ± 5.0
P	70.0	460.0	243.5 ± 22.5	252.1 ± 23.0	242.3 ± 24.2
C:N	6.8	15.9	11.2 ± 0.4	11.4 ± 0.4	10.7 ± 0.3
Ca	460.0	2780.0	1508.1 ± 78.3	1559.8 ± 85.1	1561.5 ± 86.6
pH-KCl	4.4	7.0	5.8 ± 0.1	5.9 ± 0.1	5.9 ± 0.1

Appendix B

Fig. A1

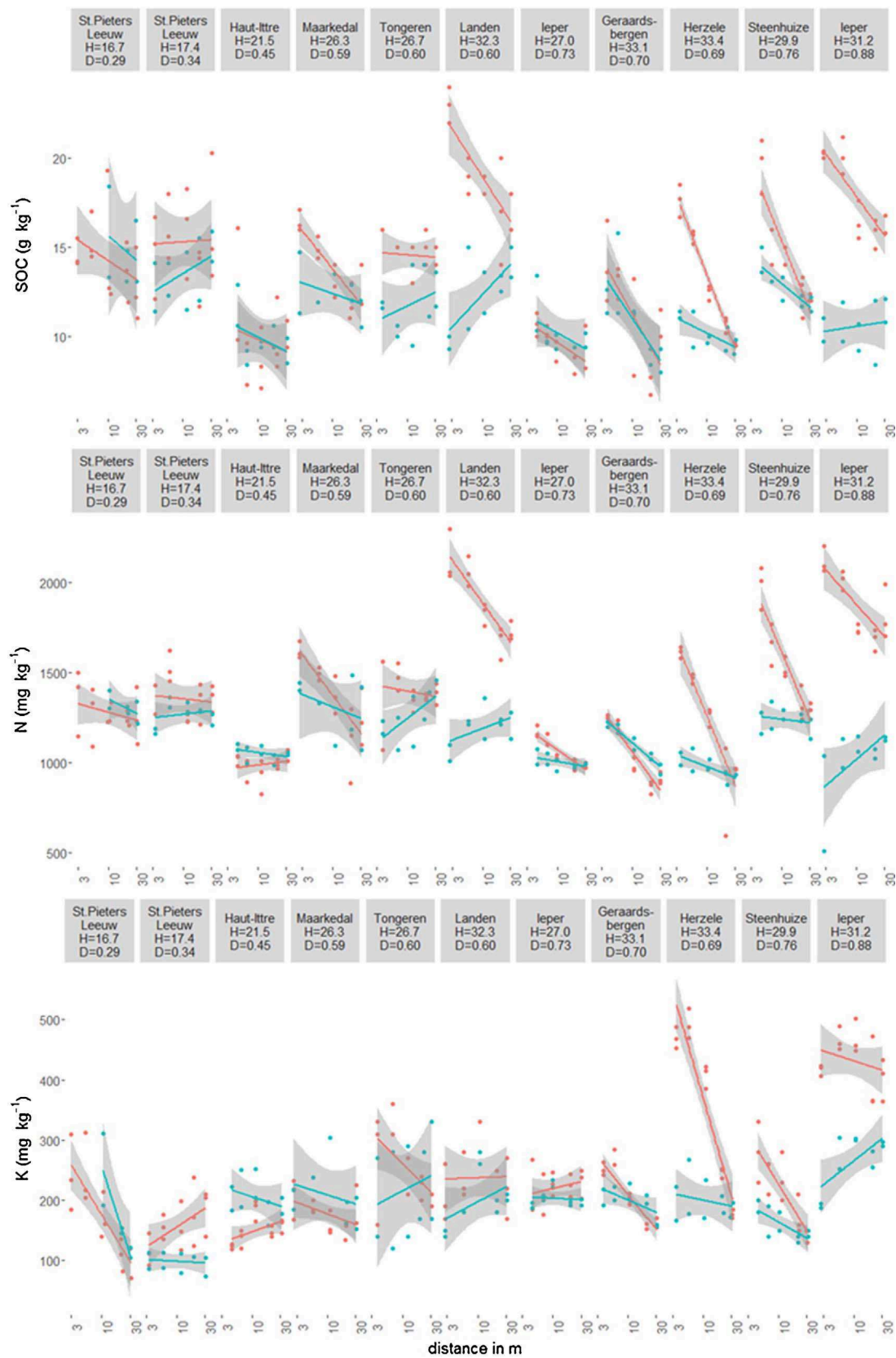


Fig. A1. Concentration of analysed variables in upper soil layer of each boundary planted field bordered by *Populus × canadensis* as function of the common logarithm of distance to the field edge. Red: transects perpendicular to the tree row. blue: transects perpendicular to the treeless border. H = height (m), D = DBH (m).

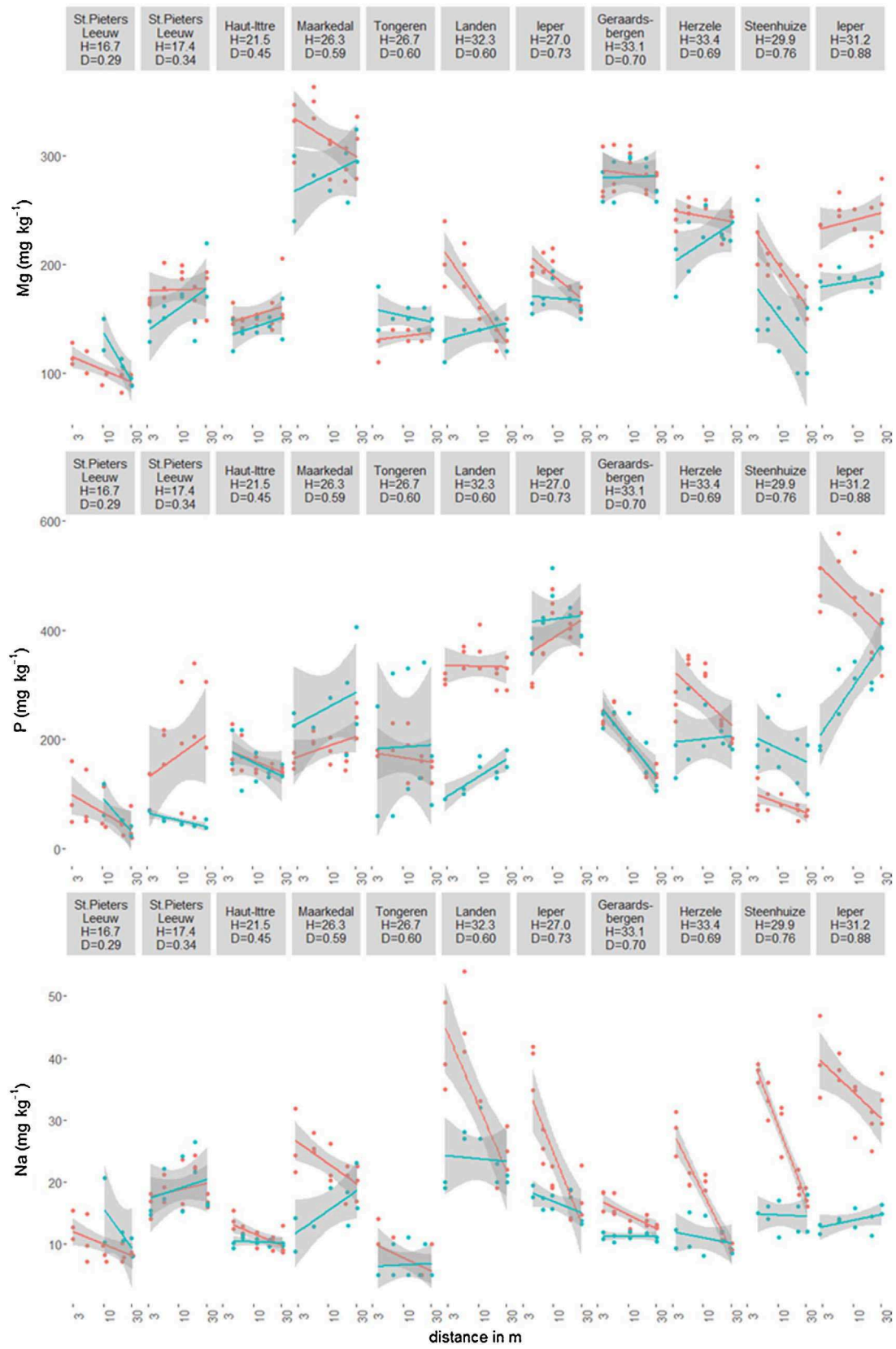


Fig. A1. (continued)

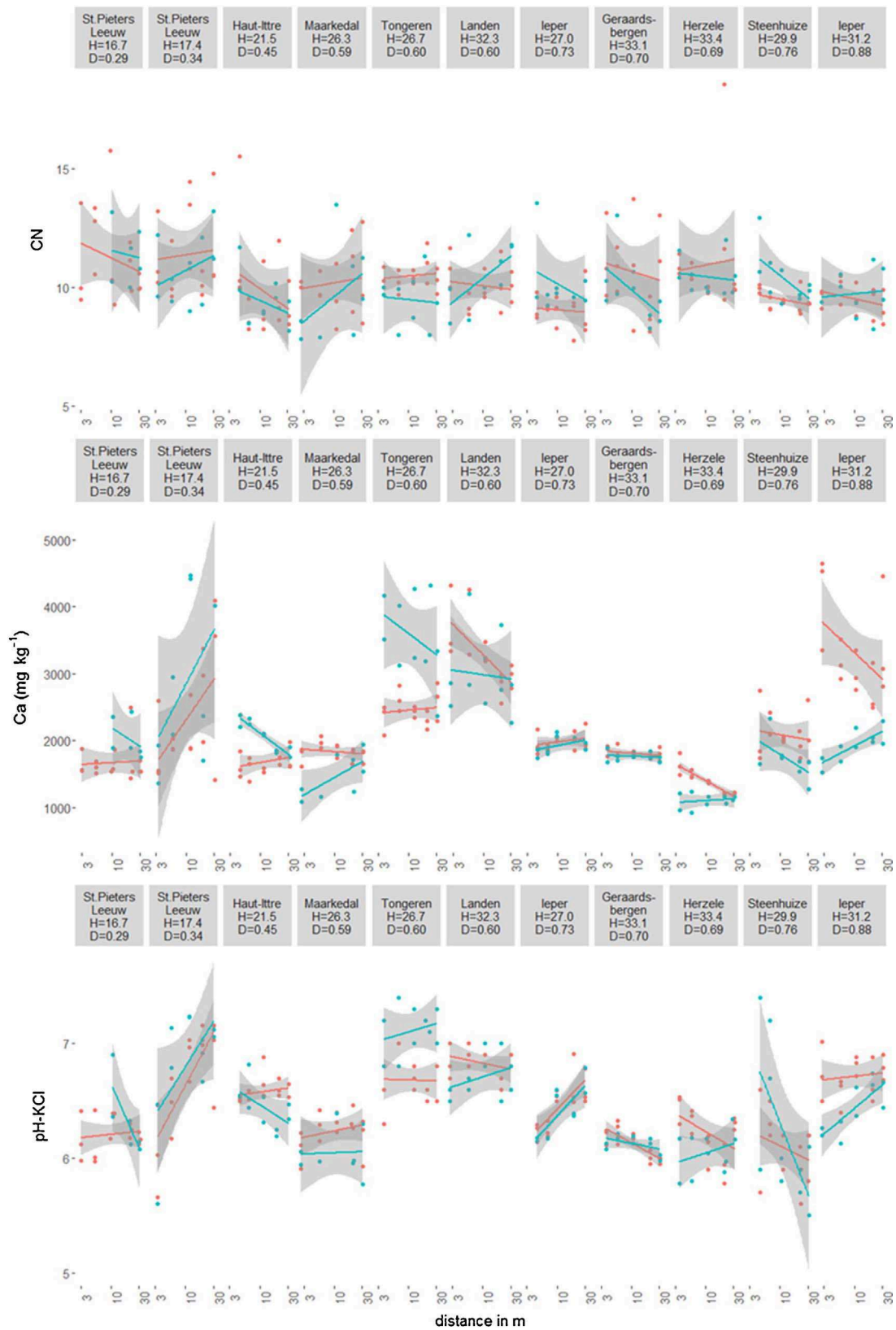


Fig. A1. (continued)

Appendix C

Fig. A2

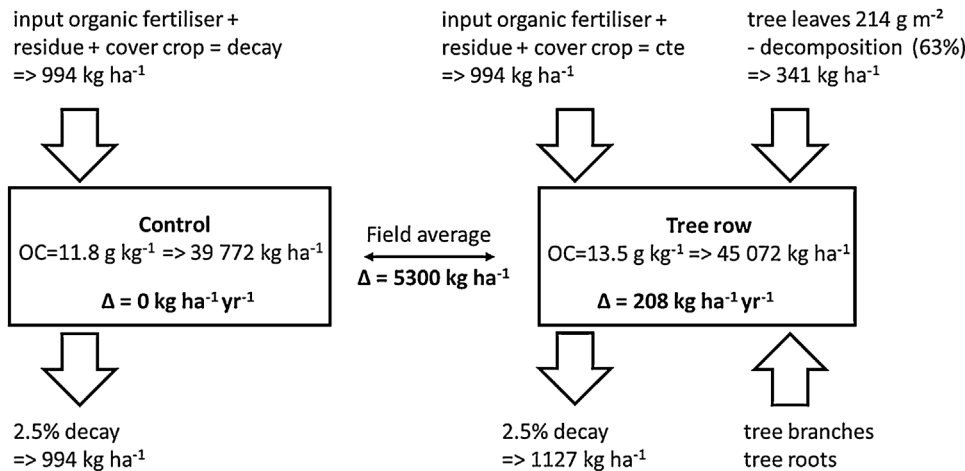


Fig. A2. Carbon flux in the control part of the fields (left) and the AFS (right). Based on the average soil OC content of 39.8 ton ha⁻¹ in the control transects and a yearly OC decay of 2.5% (ECCP, 2003) each year circa 994 kg OC ha⁻¹ would be lost from the plough layer in the control part of the fields. So at least a similar input of organic matter from organic amendments, crop residues or residues of cover crops is necessary to keep the SOC in equilibrium. If in the AFS the SOC increases up to 45.1 ton ha⁻¹, the predicted loss would be 1127 kg OC ha⁻¹. Hence, a compensation of 133 kg C ha⁻¹ would be necessary to keep the balance in equilibrium. Part of this surplus needed may come from tree leaf litter. In addition, based on the observed increase in SOC stock of 5.3 ton ha⁻¹ and an average tree age of 25.5 years (Table 1a), an additional average annual OC input of 208 kg ha⁻¹ should be realised. Supposing a poplar leaf litter C concentration of 43% (Peichl et al., 2006) and estimating a yearly leaf litter C loss through decomposition of circa 63% (e.g.

Wotherspoon et al., 2014), this would require an average yearly leaf litterfall quantity of 214 g m⁻² which seems consistent with litterfall measurements for poplar in literature (e.g. Wotherspoon et al., 2014; Zhang, 1999).

References

- Adams, W.A., 1973. The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *J. Soil Sci.* 24, 10–17.
- Albrecht, A., Kandji, S.T., 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 99, 15–27. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00138-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00138-5).
- Allen, S.C., Jose, S., Nair, P.K.R., Brecke, B.J., Nkedi-Kizza, P., Ramsey, C.L., 2004. Safety-net role of tree roots: evidence from a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)-cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *For. Ecol. Manage.* 192, 395–407. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.009>.
- Alva, A.K., Prakash, O., Fares, A., Hornsby, A.G., 1999. Distribution of rainfall and soil moisture content in the soil profile under citrus tree canopy and at the dripline. *Irrig. Sci.* 18, 109–115. <http://dx.doi.org/10.1007/s002710050051>.
- BELAC, 2017. Annex to the Accreditation Certificate BELAC nr. 127-TEST, Soil Service of Belgium, nr. 17. BELAC, Brussels, Belgium (71p.).
- Bambrick, A.D., Whalen, J.K., Bradley, R.L., Cogliastro, A., Gordon, A.M., Olivier, A., Thevathasan, N.V., 2010. Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agrofor. Syst.* 79, 343–353. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9305-z>.
- Beaton, A., Incoll, L.D., B.P.J., 1999. Silvoarable agroforestry. *Scottish For.* 53, 28–32.
- Bergeron, M., Lacombe, S., Bradley, R.L., Whalen, J., Cogliastro, A., Jutras, M.F., Arp, P., 2011. Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agrofor. Syst.* 83, 321–330. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-011-9402-7>.
- Berthelot, A., Ranger, J., Gelhaye, D., 2000. Nutrient uptake and immobilization in a short-rotation coppice stand of hybrid poplars in north-west France. *For. Ecol. Manage.* 128, 167–179. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00145-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00145-0).
- Block, R.M.A., Van Rees, K.C.J., Knight, J.D., 2006. A review of fine root dynamics in *Populus* plantations. *Agrofor. Syst.* 67, 73–84. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-2002-7>.
- Borremans, L., Reubens, B., Van Gils, B., Baeyens, D., Vandeveldel, C., Wauters, E., 2016. A sociopsychological analysis of agroforestry adoption in Flanders: understanding the discrepancy between conceptual opportunities and actual implementation. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* 40, 1008–1036. <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2016.1204643>.
- Buringh, P., 1984. The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: measurement by remote sensing. chapter 3: organic carbon in soils of the world. In: Woodwell, G.M. (Ed.), *Scope*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, pp. 91–109.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B.G., Saby, N.P.A., Parent, T., Dupraz, C., Bernoux, M., Chenu, C., 2015a. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon – a case study in a Mediterranean context. *Geoderma* 259–260, 288–299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.015>.
- Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J., Jourdan, C., 2015b. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant Soil* 391, 219–235. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2422-8>.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B.G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E., Chenu, C., 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: a survey of six different sites in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 236, 243–255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>.
- ECCP, 2003. European Climate Change Programme. Working Group Sinks Related to Agricultural Soils. Final Report.
- Fagerholm, N., Torralba, M., Burgess, P.J., Plieninger, T., 2016. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecol. Indic.* 62, 47–65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.016>.
- Follain, S., Walter, C., Legout, A., Lemerrier, B., Dutin, G., 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma* 142, 80–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.002>.
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., Lambert, F., 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 276–287. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.013>.
- Gillespie, A.R., Jose, S., Mengel, D.B., Hoover, W.L., Pope, P.E., Seifert, R.J., Biehle, D.J., Stall, T., Benjamin, T.J., 2000. Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the midwestern USA; 1. Production physiology. *Agrofor. Syst.* 48, 25–40. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1006367303800>.
- Graves, A.R., Burgess, P.J., Liagre, F., Pisanelli, A., Paris, P., Moreno, G., Papanastasi, V.P., Dupraz, C., 2009. Farmer perceptions of silvoarable systems in seven European countries. *Agrofor. Eur. Curr. Status Future Prospect.* 67–86.
- Grechka, D.A., Berezin, S.B., Emmott, S., Lyutsarev, V., Smith, M.J., Purves, D.W., 2016. Universal, easy access to geotemporal information: fetchClimate. *Ecography (Cop.)* 904–911.
- Gupta, N., Kukul, S.S., Bawa, S.S., Dhaliwal, G.S., 2009. Soil organic carbon and aggregation under poplar based agroforestry system in relation to tree age and soil type. *Agrofor. Syst.* 76, 27–35. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-009-9219-9>.
- Jansen, J.J., Sevenster, J., Faber, P.J., 1996. Opbrengst tabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H., 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128, 63–79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>.
- Jose, S., Gillespie, A.R., Seifert, J.R., Mengel, D.B., Pope, P.E., 2000. Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the midwestern USA 3. Competition for nitrogen and litter decomposition dynamics. *Agrofor. Syst.* 61–77.
- Jose, S., Gillespie, A.R., Pallardy, S.G., 2004. Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agrofor. Syst.* 61, 237–255. <http://dx.doi.org/10.1023/B>.
- Jose, S., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agrofor. Syst.* 76, 1–10. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>.
- KMI, 2016. Het Klimaat in Uw Gemeente [WWW Document]. URL <http://www.meteo.be/meteo/view/nl/27484519-Klimaat+in+uw+gemeente.html> (Accessed 12.15.16).
- Klaa, K., Mill, P.J., Incoll, L.D., 2005. Distribution of small mammals in a silvoarable agroforestry system in Northern England. *Agrofor. Syst.* 63, 101–110. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-004-1110-0>.
- Lehmann, J., 2007. Bio-energy in the black. *Front. Ecol. Environ.* 5, 381–387. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[381:BITB\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2).
- Lihavainen, J., Keinänen, M., Keski-Saari, S., Kontunen-Soppela, S., Söber, A., Oksanen, E., 2016. Artificially decreased vapour pressure deficit in field conditions modifies

- foliar metabolite profiles in birch and aspen. *J. Exp. Bot.* 67, 4367–4378. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/erw219>.
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 443–454. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>.
- Mann, L.K., 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.* 142, 279–288.
- Meirensse, L., De Schrijver, A., De Vos, B., 2007. Nutrient cycling in a poplar plantation (*Populus trichocarpa* × *Populus deltoides* Beaufort) on former agricultural land in northern Belgium. *Can. J. For. Res. Can. Rech. For.* 37, 141–155. <http://dx.doi.org/10.1139/x06-205>.
- Merriam, G., Dwyer, L., Wegner, J., 1982. Litterfall in two Canadian deciduous woods: quality, quantity and timing. *Holarct. Ecol.* 5, 1–9.
- Montagnini, F., Nair, P.K.R., 2004. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agrofor. Ecosyst.* 61, 281–295.
- Mulia, R., Dupraz, C., 2006. Unusual fine root distributions of two deciduous tree species in southern France: what consequences for modelling of tree root dynamics? *Plant Soil* 281, 71–85. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-005-3770-6>.
- Nair, P.K.R., Buresh, R.J., Mugendi, D.N., Latt, C.R., 1999. Chapter 1: nutrient cycling in tropical agroforestry systems: myths and science. *Agroforestry in Sustainable Agricultural Systems*. CRC Press, 1–31.
- Nair, P.K.R., Kumar, B.M., Nair, V.D., 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 10–23. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200800030>.
- Nair, P.K.R., Nair, V.D., Mohan Kumar, B., Showalter, J.M., 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. *Adv. Agron.* 108, 237–307. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3).
- Nair, P.K.R., 2007. The coming of age of agroforestry. *J. Sci. Food Agric.* 1613–1619. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa>.
- Nair, P.K.R., 2012. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. *Agrofor. Syst.* 86, 243–253. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-011-9434-z>.
- OC GIS-Vlaanderen, 2001. Digital Soil Map of Flanders.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., 2007. Carbon and nitrogen in a temperate agroforestry system: using stable isotopes as a tool to understand soil dynamics. *Ecol. Eng.* 29, 342–349. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.014>.
- Oelbermann, M., Paul Voroney, R., Gordon, A.M., 2004. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 359–377. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.04.001>.
- Oelbermann, M., Voroney, R.P., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Kass, D.C.L., Schlönvoigt, A.M., 2006. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agrofor. Syst.* 68, 27–36. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-5963-7>.
- PCNSW, 2007. Project de cartographie numérique des sols de Wallonie.
- Peel, M., Finlayson, B., McMahon, T., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644.
- Peichl, M., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Huss, J., Abohassan, R.A., 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agrofor. Syst.* 66, 243–257. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>.
- Pessarakli, M., 1999. *Handbook of Plant and Crop Stress*, second ed. Marcel Dekker, Inc., New York.
- R Development Core Team, 2016. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Reisner, Y., de Filippi, R., Herzog, F., Palma, J., 2007. Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. *Ecol. Eng.* 29, 401–418. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.020>.
- Reynolds, P.E., Simpson, J.A., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., 2007. Effects of tree competition on corn and soybean photosynthesis, growth, and yield in a temperate tree-based agroforestry intercropping system in southern Ontario, Canada. *Ecol. Eng.* 29, 362–371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.024>.
- Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M.R., 2009. *Agroforestry in Europe Current Status and Future Prospects*, 6th ed. Springer.
- Rivest, D., Cogliastro, A., Olivier, A., 2009. Tree-based intercropping systems increase growth and nutrient status of hybrid poplar: a case study from two Northeastern American experiments. *J. Environ. Manage.* 91, 432–440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.013>.
- Schroth, G., 1995. Tree root characteristics as criteria for species selection and systems design in agroforestry. *Agrofor. Syst.* 30, 125–143.
- Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2012. A European perspective for developing modern multifunctional agroforestry systems for sustainable intensification. *Renew. Agric. Food Syst.* 27, 323–332. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170511000597>.
- Szott, L.T., Fernandes, E.C.M., Sanchez, P.A., 1991. Soil-plant interactions in agroforestry systems. *For. Ecol. Manage.* 45, 127–152. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90212-E](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(91)90212-E).
- Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., 1997. Poplar leaf biomass distribution and nitrogen dynamics in a poplar-birch intercropped system in southern Ontario, Canada. *Agrofor. Syst.* 37, 79–90. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1005853811781>.
- Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: experiences from southern Ontario, Canada: new visits in Agroforestry. *Agrofor. Syst.* 61, 257–268. <http://dx.doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029003.00933.6d>.
- Torquebiau, E.F., 2000. A renewed perspective on agroforestry concepts. *Life Sci.* 323, 1009–1017.
- Torrallba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230, 150–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>.
- Trigalet, S., Chartin, C., Kruger, I., Carnol, M., Van Oost, K., van Wesemael, B., 2017. Soil organic carbon fractionation for improving agricultural soil quality assessment – a case study in Southern Belgium (Wallonia). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 21.
- Tsonkova, P., Quinkenstein, A., Böhm, C., Freese, D., Schaller, E., 2014. Ecosystem services assessment tool for agroforestry (ESAT-A): An approach to assess selected ecosystem services provided by alley cropping systems. *Ecol. Indic.* 45, 285–299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.024>.
- Udawatta, R.P., Jose, S., 2011. Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Practices in Temperate North America, in: *Advances in Agroforestry*. pp. 17–42.
- Upson, M.A., Burgess, P.J., 2013. Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant Soil* 373, 43–58. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1733-x>.
- VLM, 2014. *Norms and Guidelines*. Brussels, Belgium. 18p.
- Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., Pardon, P., Reheul, D., van Winsen, F., Verheyen, K., Wauters, E., Lauwers, L., 2016. Greening and producing: an economic assessment framework for integrating trees in cropping systems. *Agric. Syst.* 148, 44–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2016.06.007>.
- Vandendriessche, H., Bries, J., Geypens, M., 1996. Experience with fertilizer expert systems for balanced fertilizer recommendations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27, 1199–1209. <http://dx.doi.org/10.1080/00103629609369626>.
- Wotherspoon, A., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Voroney, R.P., 2014. Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agrofor. Syst.* 88, 631–643. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-014-9719-0>.
- Young, A., 1989. *Agroforestry for Soil Conservation*. C A B International Publishing, Wallingford UK. [http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X\(91\)90121-P](http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X(91)90121-P).
- Zabek, L.M., Prescott, C.E., 2006. Biomass equations and carbon content of aboveground leafless biomass of hybrid poplar in Coastal British Columbia. *For. Ecol. Manage.* 223, 291–302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.009>.
- Zhang, P., 1999. *Nutrient Inputs from Trees via Throughfall, Stemflow and Litterfall in an Intercropping System*. M.Sc. Dissertation. University of Guelph (120p.).

Staat van Utrecht

Groen in en om de stad



Special

mei 2018



Staat van Utrecht



Staat van Utrecht

Colofon

Dit is een uitgave van de Staat van Utrecht.

www.staatvanutrecht.nl

www.staatvanutrecht.databank.nl

info@staatvanutrecht.nl

De Staat van Utrecht wordt ontwikkeld in opdracht van de Provincie Utrecht in samenwerking met de Gemeente Utrecht en de NMU.

Programmateam

Berbel Ferwerda (Provincie Utrecht)

Ingrid van Lieshout (Gemeente Utrecht)

Jeannine van Bree (Netwerk Utrecht2040 / NMU)

Rapportage special

Ingrid van Lieshout

Bij de samenstelling van deze special is gebruik gemaakt van de inbreng van een grote groep professionals met kennis over (het belang van) groen in om de stad. Zij dachten mee bij de expertsessie 'Groen in en om de Stad' op 6 maart 2018 in De Moestuin te Utrecht, droegen rapporten en cijfers aan en ruimden daarnaast ook tijd in om mee te lezen bij conceptversies van deze special. Het programmateam dankt hen voor de samenwerking!

Opmaak

DDK, Nathan Roos

Bronvermelding

Het overnemen van gegevens uit deze special is toegestaan met bronvermelding: "Staat van Utrecht, Provincie Utrecht."

Mei 2018

Inhoud

Groen in en om de stad	3
1. Bevolkingsgroei	4
2. Klimaatadaptatie	6
3. Lichamelijke gezondheid	10
Tabel 1: Cijfers per gemeente	12
4. Geestelijk welzijn	14
5. Recreatie	16
6. Ecologisch evenwicht	20
Bronnen en afkortingen	23



Groen in en om de stad

Utrecht staat in de top drie van groeiprovincies als je naar de bevolking kijkt. Die groei vindt voornamelijk in de steden plaats. Net als in de rest van Nederland is er in de provincie Utrecht een zeer duidelijke trek naar de stad. Dit betekent dat ruimte in de stad schaars wordt, ook voor groen. In deze special van de Staat van Utrecht bundelen we de beschikbare gegevens over het thema 'Groen in en om de stad'. En we kijken welke maatschappelijke opgaven een rol spelen bij het (dreigende) groentekort.

Zes perspectieven

We nemen zes perspectieven onder de loep: groen in relatie tot bevolkingsgroei, klimaatadaptatie, lichamelijke gezondheid, geestelijk welzijn, recreatie en ecologisch evenwicht. Dit betekent dat we het over verschillende soorten groen hebben, over verschillende vraagstukken, verschillende aanpakken en verschillende soorten kennis. We hopen door deze bundeling van perspectieven een integrale aanpak voor groen te faciliteren; te werken aan een eindresultaat dat groter (en groener!) is dan realiseerbaar vanuit de diverse perspectieven afzonderlijk.



1

Bevolkingsgroei

Groen biedt tegenwicht aan bebouwing in stedelijke gebieden

Maatschappelijke opgave

Hoe kunnen we zoveel mogelijk groen in de openbare ruimte behouden of toevoegen als we kijken naar verwachte bevolkingsontwikkelingen in de stedelijke gebieden?

Het CBS voorspelt al sinds langere tijd twee belangrijke bevolkingstrends: die van de verstedelijking (meer mensen gaan in een stedelijke omgeving wonen) en die van de dubbele vergrijzing (mensen blijven langer leven, en het relatieve aandeel ouderen in de bevolking neemt toe). Welke ontwikkelingen in de bevolkingssamenstelling en- groei zijn van belang voor het behouden en creëren van voldoende groen in en om de stad?

Wat weten we over groen in relatie tot toename aantal (actieve) bewoners in de stad?

Verstedelijking leidt tot verstening

Steeds meer mensen kiezen er voor om in een (groot)stedelijke omgeving te blijven of te gaan wonen. Prognoses wijzen uit dat dit in de toekomst ook in de provincie Utrecht zal blijven plaatsvinden en dat van 'spreiding' van de bevolkingsgroei over het totale provinciale gebied geen sprake is. De verhouding 'steen versus groen' zal in dichtbevolkte gebieden dan ook een strakkere regie vragen dan elders. Utrechtse gemeenten verschillen sterk in de hoeveelheid niet bebouwde ruimte die nog binnen hun grenzen valt. Gemeenten met een relatieve hoge concentratie inwoners per vierkante kilometer zijn momenteel Utrecht (3600 inw/km²), Veenendaal (3275 inw/km²) en Nieuwegein (2620 inw/km²)¹. Gemeenten met een relatief lage concentratie inwoners per vierkante kilometer zijn Renswoude (274 inw/km²), Oudewater (257 inw/km²) en Lopik (187 inw/km²).

Ouderen blijven langer gezond en actief

De levensverwachting van burgers stijgt van 81,5 jaar in 2015 naar bijna 86 jaar in 2040. (RIVM, VTV, 2017) Dit heeft consequenties voor woon- en groenvoorzieningen voor deze groep ouderen in de (stedelijke) samenleving; zij zullen vaker

en langer de openbare (groene) ruimte blijven gebruiken. Volgens prognoses van het RIVM hebben we in 2040 op 65-jarige leeftijd nog gemiddeld 14 jaar in goed ervaren gezondheid te gaan en 16 jaar zonder beperkingen. Voor deze groep 65-plussers geldt daarnaast dat zij steeds meer beschikking krijgen over hulpmiddelen die hen in staat stellen om actief te kunnen blijven participeren in de openbare ruimte zoals scootmobiels. (RIVM, VTV, 2017)

Meer kleine huishoudens verwacht

In de periode 1990-2016 is het aantal huishoudens in Nederland twee keer zo sterk gestegen als de bevolking zelf. (CBS statline, 2017) Dit heeft gevolgen voor de concentratie woningen in de stedelijke gebieden. Méér kleine huishoudens betekent globaal méér 'steen' per inwoner en mogelijk minder ruimte voor groen. Redenen voor de groei van kleine huishoudens zijn onder meer de toename van het aantal echtscheidingen en het feit dat ouderen gemiddeld langer in hun eigen woning blijven wonen. De verwachting is dat het aandeel eenpersoonshuishoudens de komende jaren nog verder zal toenemen. (SCP, 2018) Voor de provincie Utrecht wordt de sterkste huishoudengroei tot 2040 verwacht in

¹ Hierbij moet opgemerkt worden dat bij sommige gemeenten (bijvoorbeeld Nieuwegein) de gemeentegrens direct om de bebouwing ligt, terwijl er bij andere gemeenten sprake is van veel landelijk gebied binnen de gemeentegrens.

① Stedelijk groentekort in Nederland

In de periode 1996-2003 werden vooral in de grote steden volkstuinen en sportvelden verdrongen naar de stadsranden, waarbij er zich wel verschillen voordoen naar gemeenten. Niet alleen de grote steden kampen met een tekort aan openbaar groen (↓75 m² per woning), ook gemeenten in het groene hart en zelfs Friesland laten een tekort zien.

Bron: PBL, Balans van de Leefomgeving, 2010

② Kwaliteit van stedelijk groen door goed stedenbouwkundig ontwerp

Volgen het PBL is het niet per definitie zo dat verdichting gepaard gaat met een achteruitgang in de kwaliteit van de groenvoorzieningen. Via goed architectonische en stedenbouwkundige ontwerpen is het volgens het kennisinstituut mogelijk om beide te realiseren. Een goed ingericht stadspark levert meer kwaliteit op dan veel ondefinieerbaar groen rondom woningen; deze kan zelfs de woonbeleving verminderen door een onveilig gevoel te geven, zo stelt zij.

Bron: PBL, Balans van de Leefomgeving, 2010

Vianen (32%), Utrecht (26%), Bunnik en Woudenberg (25%). Relatief de laagste huishoudengroei wordt verwacht in Lopik (2%), IJsselstein (1%) en Montfoort (2% krimp).

Meer inwoners betekent meer mobiliteit

Door de bevolkingsgroei in met name de stedelijke gebieden zal ook het aantal verplaatsingen toenemen. Dat betekent dat er meer ruimte voor verkeersstromen moet worden gecreëerd, wat druk legt op beschikbare ruimte voor groen. Ook moet rekening worden gehouden met een toename van gedifferentieerde soorten vervoersmiddelen zoals e-bikes, pedelecs, scootmobielen, rollators (op trottoirs) en bakfietsen. Bij de aanleg van groenvoorzieningen in de openbare ruimte moet hierop geanticipeerd worden.

Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Scherp stellen van visie op groen

Voor nieuwbouw geldt dat verder binnenstedelijk bouwen vooral het groen en natuur tussen steden beschermt en het groen in de steden onder druk zet. Dit spanningsveld vraagt om meer uitgesproken keuzes en mogelijk om afstemming met omliggende gemeenten. Bij nieuwbouwplannen en transformaties moet gekeken worden of de gewenste hoeveelheid groen voldoende gewaarborgd is.

Anticiperen op de toename van méér en langer mobiel blijvende ouderen in de openbare ruimte

Hierbij moet gedacht worden aan het borgen van verkeersveiligheid op trottoirs en fietspaden naar en binnen openbare groenvoorzieningen. Het Planbureau voor de leefomgeving (PBL, 2013) stelt dat de vergrijzing bij gaat dragen aan een gelijkmatigere spreiding van het (auto)verkeer over de dag. Daarnaast neemt echter volgens PBL door de 'vergrijzing van de mobiliteit' de verplaatsingsveiligheid af en het aantal verkeersongevallen toe.



2

Klimaatadaptatie

Groen speelt ondersteunende rol bij klimaatadaptatie

Maatschappelijke opgave

Hoe kunnen we de negatieve gevolgen van de klimaatverandering in de provincie zo veel mogelijk beperken door gebruik te maken van groen?

Dat het klimaat verandert in Nederland staat inmiddels vast. Volgens prognoses van het KNMI (zie kader ③) hebben we de komende dertig jaar in ieder geval te maken met temperatuurstijging, meer extreme neerslag en een stijgende zeespiegel. Deze veranderingen hebben consequenties voor ons leefklimaat, onze gezondheid en mogelijk ook onze veiligheid. Door nu al in te grijpen en onze leefomgeving 'klimaatrobuust' te maken, kunnen we volgens deskundigen proberen zoveel mogelijk schade te voorkomen.

③ Wat voorspelt het KNMI?

1. De temperatuur blijft stijgen.
2. Zachte winters en hete zomers komen vaker voor.
3. De neerslag en extreme neerslag in de winter nemen toe.
4. De intensiteit van extreme regenbuien in de zomer neemt toe.
5. Hagel en onweer worden heviger.
6. De zeespiegel blijft stijgen.
7. Het tempo van de zeespiegelstijging neemt toe.
8. De veranderingen in de windsnelheid zijn klein.
9. Het aantal dagen met mist neemt af en het zicht verbetert verder.
10. De hoeveelheid zonnestraling nabij het aardoppervlak neemt licht toe.

Voorspellingen zijn geprognoseerd tot 2050 en 2085 met als uitgangspunt het klimaat in de periode 1981-2010. Bron: www.klimaatsscenarios.nl.



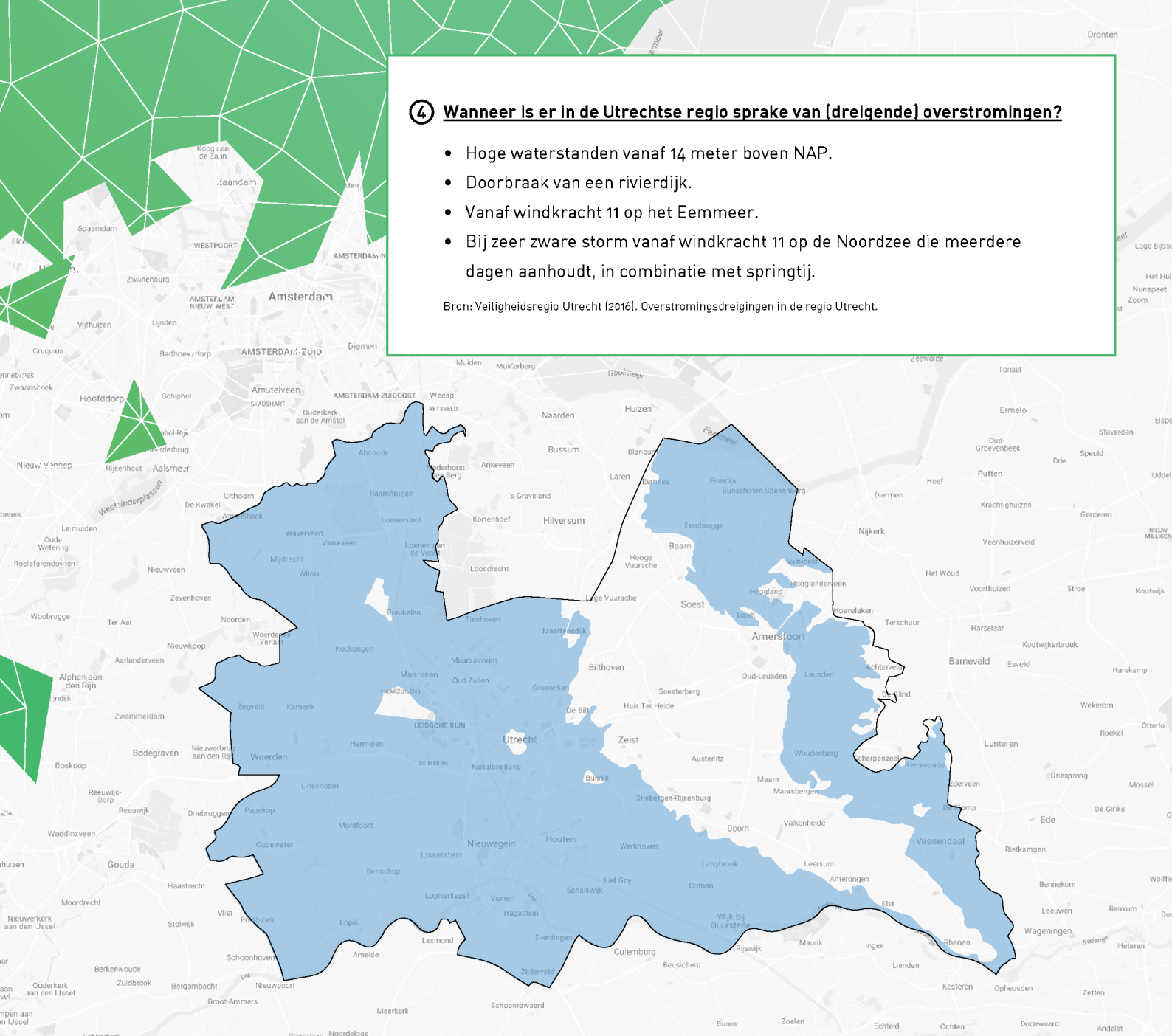
Wat weten we over groen in relatie tot klimaatadaptatie?

In het algemeen gaat klimaatadaptatie over de aanpak van wateroverlast, droogte, hittestress en overstromingen. De gevolgen van klimaatverandering en de risico's zijn niet overal in de provincie Utrecht hetzelfde. In een stad als Utrecht houden de opgaven bijvoorbeeld vooral verband met wateroverlast en hitte, terwijl andere gebieden in de provincie bijvoorbeeld vooral risico lopen bij hoogwater. Deskundigen schetsen de navolgende aandachtspunten voor de provincie Utrecht.

④ Wanneer is er in de Utrechtse regio sprake van (dreigende) overstromingen?

- Hoge waterstanden vanaf 14 meter boven NAP.
- Doorbraak van een rivierdijk.
- Vanaf windkracht 11 op het Eemmeer.
- Bij zeer zware storm vanaf windkracht 11 op de Noordzee die meerdere dagen aanhoudt, in combinatie met springtij.

Bron: Veiligheidsregio Utrecht (2016). Overstromingsdreigingen in de regio Utrecht.



Gevolgen bij overstromingen

- Overstromingen kunnen (afhankelijk van de ernst) leiden tot *maatschappelijke ontwrichting*, veiligheidsrisico's, de uitbraak van infectieziekten en het vrijkomen van schadelijke stoffen. [Gezondheidsraad 2017].
- *Dijkdoorbraak*. Volgens deskundigen is de kans klein dat bij hoge waterstanden in de rivier een dijk doorbreekt, maar als een Utrechtse dijk doorbreekt, bijvoorbeeld de Lekdijk, stroomt een groot gebied in het westelijke deel van de provincie onder water. [Zie kader ④ en kaart 1]
- Bij overstromingen kunnen *energiecentrales en andere nutsvoorzieningen uitvallen*, met als gevolg dat onder andere de toelevering van elektriciteit stil komt te liggen. Dit treft ook hoger gelegen gebieden in de provincie Utrecht omdat de energiecentrales in overstroombare gebieden zijn gebouwd en daardoor niet meer functioneren.

kaart 1: Overstroombaar gebied provincie Utrecht

Bron: Provincie Utrecht, 2018

Gevolgen bij wateroverlast

- Extreme regen kan leiden tot wateroverlast omdat stedelijke én landelijke gebieden en hun watersysteem onvoldoende zijn ingericht op het afvoeren of tijdelijk *opvangen van grote hoeveelheden regen*. Dit kan leiden tot grote schadeposten.
- Extreme regenbuien kunnen zorgen voor een aantasting van de *vitale stedelijke infrastructuur*. Denk aan het onderlopen van viaducten en tunnels met als gevolg uitval van verkeersmobiliteit en onbereikbaarheid van voorzieningen en aan waterschade in gebouwen door afstromend hemelwater.

Gevolgen bij te langdurende droogte

- Een lange periode van droogte leidt in stedelijk gebied tot *grondwaterproblemen*. Een groot probleem bij grondwaterdaling is dat de houten funderingen van gebouwen en woningen kunnen gaan verrotten. Deskundigen omschrijven dit als een 'tikkende tijdbom' als deze huisfunderingen ook nog eens in een bodemdalingsgevoelig gebied liggen.
- Een lange periode van droogte leidt ook tot *afname van de gewasopbrengst*. In de provincie Utrecht gaat het bijvoorbeeld om de fruitteelt.
- De provincie Utrecht heeft een belangrijke taak bij het *doorvoeren van zoet water* naar de rest van de Randstad. Bij teveel droogte komt deze functie in gevaar omdat er te weinig zoet water voorradig is.
- Bij langdurige droogte kan er *drinkwatertekort* ontstaan of kan de vraag naar drinkwater het aanbod (winning van diep grondwater op de Utrechtse Heuvelrug) overstijgen.
- Meer risico op *bos- en heidebranden*, onder andere op de Utrechtse Heuvelrug.
- Tekort aan industrie(koel)water, *beperkingen voor de scheepvaart* door lage waterstand.
- *Vegetatie gaat zich op den duur aanpassen aan droogte*; vooral vegetatiesoorten die droogteresistent zijn, zullen blijven groeien.
- Droogte heeft een negatieve invloed op *biodiversiteit*.

Gevolgen bij te langdurende hitte

- Door hitte en droogte wordt het oppervlaktewater sterk belast met *ongunstige flora* (blauwalgen, kroos, exotische planten).
- Optreden van het '*stedelijk hitte-eiland effect*' waarbij de stad veel meer warmte vasthoudt (door verstening) dan omliggende gebieden en 's nachts onvoldoende afkoeling optreedt.
- Het hitte-eiland effect zorgt niet alleen voor overlast in de vorm van veel warmte, het vergoot ook risico's op *gezondheidsproblemen* en kan zorgen voor afname van arbeidsproductiviteit. Het RIVM stelt dat warmere zomers en meer hittegolven leiden tot meer voortijdige sterfte en meer ziekte bij met name kwetsbare groepen zoals ouderen, jonge kinderen, mensen met luchtwegaandoeningen en mensen met hart- en vaatziekten. Hinder van de warmte kan zich uiten in onder meer vermoeidheid, concentratieproblemen, huidaanandoeningen en flauwvallen en zelfs overlijden. Een periode van aanhoudende hitte leidt volgens het RIVM landelijk gemiddeld tot ongeveer 40 extra sterfgevallen per hittedag.
- Door hitte en droogte ontstaat ook meer *behoefte aan zwemwater, koele plekken en meer schaduw door groen*.

De druk op recreatieplassen wordt groter, zoals op het Henschotermeer en de Vinkeveense plassen. De verwachting is dat in de toekomst ook binnen gemeenten meer mogelijkheden voor waterrecreatie nodig zijn.

- Hitte tast daarnaast ook *infrastructurele netwerken* aan door bijvoorbeeld het uitzetten van rails en bruggen.

Niet elk klimaatthema is even urgent in elke gemeente

Op dit moment zijn veel gemeenten al druk met het onderzoeken van de mogelijkheden om klimaatadaptief te handelen. Echter, voor de verschillende gemeenten geldt dat er uiteenlopende urgenties, kansen en mogelijkheden bestaan om in te spelen op klimaatthema's. De inmiddels verplicht gestelde gemeentelijke 'klimaatstresstesten' bieden meer zicht op wat er voor iedere gemeente apart speelt.

5 Aandachtspunten Utrechtse gemeenten ten aanzien klimaatadaptatie

1. Risico's hittestress, wateroverlast en droogte zijn onbekend.
2. Capaciteits/expertise-gebrek met name bij kleinere gemeenten.
3. Afdelingsoverstijgend intern draagvlak creëren.
4. Externe samenwerking en (burger) betrokkenheid organiseren.
5. Afwegen risico's tegen kosten.
6. Politiek en bestuur verbinden.

Bron: NMU, Een klimaatbestendige provincie Utrecht 2018
Inventarisatie onder 15 Utrechtse gemeenten.

Verschillen in bodem- en waterkapitaal per gemeente in kaart gebracht

Universitair kenniscentrum Telos heeft in 2017 voor alle gemeenten in Nederland in kaart gebracht over welk ecologisch kapitaal zij beschikken. Bijgevoegde **tabel 1** (pagina 12 en 13) laat zien wat de totaalscore is per gemeente voor het ecologische kapitaal, en hoe dit is opgebouwd uit (relatieve) kapitaalscores op het gebied van bodem², water³, afval en grondstoffen, energie, natuur en landschap⁴, hinder en calamiteiten en lucht. Hoge totaalscoorders op het gebied van ecologisch kapitaal zijn Wijk bij Duurstede (59,4), Houten (58,8) en Baarn (58,4). Lage scoorders zijn De Ronde Venen (48,1), Stichtse Vecht (50,0) en Woerden (50,6).

Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Zorgen voor voldoende 'waterbergingsgroen' zowel binnen als buiten de stadsgrenzen

Voor ruimtelijke adaptatie speelt groen een belangrijke rol; voor de meeste problemen geldt dat 'vergroenen' één van de goede oplossingen is, of op zijn minst een gunstige voorwaarde daarvoor creëert. Een belangrijke functie van groen is het vermogen om (overtollig) water in de bodem vast te houden of op het dak, in geval van een groen dak (waterbergen). Publieke voorzieningen, nieuwe woningen, transformaties in de bestaande bouw; bij alle vernieuwing kan (sterker) rekening worden gehouden met voldoende vermogen tot waterberging. Daarnaast kan gelet worden op het 'overstromingsveilig' situeren van publieke voorzieningen.

Zorgen voor voldoende 'schaduw- en verdampingsgroen'

Ook hittestress kan worden tegengegaan met voldoende groene voorzieningen. Groen beperkt de gevolgen doordat het verkoeling geeft in de vorm van schaduw en verdamping.

Zorgen voor een integrale aanpak klimaatbeleid

Deskundigen zien graag dat gemeenten, regionale partners, ontwikkelaars, duurzaamheidsdeskundigen elkaar opzoeken om de regio, de stad, de openbare ruimte, woningen, publieke voorzieningen klimaatbestendig te maken. Ook pleiten zij voor het laten uitvoeren van een gemeentelijke klimaatstresstest om binnen de gemeente meer binding te creëren met klimaatvraagstukken in het hele fysieke domein. Hier doelen zij op zogenaamde 'meekoppelkansen' ten aanzien van groen, water en ruimtelijke ordening.

Toekomst- en preventiegericht handelen

Voor gemeenten geldt dat zij zich wettelijk te houden hebben aan een aantal sets basisnormen die de veiligheid moeten borgen bij overstroming en wateroverlast. Deskundige partijen op het gebied van klimaatadaptatie pleiten echter voor een rol van gemeenten die verder strekt dan het zich houden aan deze basisnormen omdat klimaatverandering de eerder bedachte risico's dreigt te gaan overstijgen.

Bevorderen van klimaatadaptief handelen op microniveau

Niet alleen gemeentelijke organisaties en regionale partijen zijn aan zet bij klimaatadaptief handelen, ook inwoners kunnen belangrijke bijdragen leveren. Zij kunnen bijvoorbeeld zorgen voor voldoende groen in de eigen tuin, duurzamer (leren) omgaan met water en groene daken aanleggen op bijvoorbeeld huisjes of schuren in de tuin.

2 | De voorraad 'bodem' is opgebouwd uit de indicatoren 'humane spoedlocaties bodemsanering', 'spoedlocaties voorkoming van verspreiding', 'ecologische spoedlocaties', verhard oppervlak, vermesting door stikstof en vermesting (depositie en mest) door fosfaat houdend afval (mest).

3 | De voorraad 'water' is opgebouwd uit de indicatoren 'chemische toestand', 'ecologische kwaliteit', 'emissies stikstof', 'emissies fosfor' en 'drinkwaterkwaliteit'.

4 | De voorraad 'natuur & landschap' is samengesteld uit de indicatoren 'openbaar groen', 'recreatief binnenwater', 'bos en natuurlijk terrein', 'soortenrijkdom' en 'rode lijst soorten'.

3

Lichamelijke gezondheid

Groen bevordert de lichamelijke gezondheid

Maatschappelijke opgave

Hoe kunnen we het (rand)stedelijke gebied in de provincie Utrecht zo (her)inrichten dat het de gezondheid van burgers ten goede komt?

Dat een groene leefomgeving gezondheidsbevorderend werkt, is inmiddels bekend. Recent onderzoek geeft aan op welke manieren een groene omgeving bijdraagt aan de fysieke gezondheid van de burger.



Wat weten we over groen in relatie tot toename aantal (actieve) bewoners in de stad?

Groen biedt tegenwicht aan overgewicht

Groene gebieden in en om de stedelijke omgeving nodigen uit tot bewegen (wandelen, fietsen, sporten en spelen) en dragen daarmee bij aan het verminderen van overgewicht en obesitas bij burgers, evenals aan de vermindering van hiermee samenhangende ziekten zoals diabetes en hart- en vaatziekten. (Gezondheidsraad, 2017) Dit is geen overbodige luxe want volgens het RIVM (2017) blijven we in de toekomst steeds zwaarder worden; in 2040 heeft 62% van de volwassen Nederlanders overgewicht. Voor de provincie Utrecht geldt dat in 2016 44% van de van inwoners tussen de 19 en 65 jaar overgewicht heeft (inclusief ernstig overgewicht). Relatief gunstig scoren hierbij de gemeenten Utrecht (33%), De Bilt en Bunnik (37%). Relatief ongunstig scoren Vianen (52%), Nieuwegein en IJsselstein (51%).

Groen is goed voor de vitaliteit van ouderen

Voor ouderen is het in beweging blijven mede van belang om een goed evenwichtsgevoel te behouden en daarmee risico's op vallen te verminderen. Volgens de GGD Regio Utrecht

voldoet in 2016 gemiddeld 26% van de Utrechters van 65 jaar en ouder niet aan de Nederlandse Norm Gezond Bewegen. Relatief gunstig scoren hierbij de gemeenten Eemnes (20%) en Bunnik, De Bilt, Leusden, Montfoort en Oudewater (23%). Relatief ongunstig scoren de gemeenten Utrecht (33%), Woudenberg (32%) en IJsselstein (31%).

Groen beperkt de gevolgen van luchtverontreiniging

Gezondheidsrisico's als gevolg van luchtverontreiniging zijn volgens het RIVM (2017) in een stedelijk gebied aanzienlijk groter dan in gebieden die verder van stadscentra en snelwegen afliggen. Volgens het RIVM leidt dit tot verhoogde risico's op luchtwegaandoeningen, hart- en vaatziekten en kanker. Door te zorgen voor veel groen, wordt de absorptie van fijnstof door bladeren aan de bomen en struiken gestimuleerd. Dit fijnstof wordt uiteindelijk met de regen weggespoeld.



Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Zorgen voor voldoende 'bewegingsgroen' voor jongeren en volwassenen

Voor jongeren en volwassenen heeft het groen in de woonomgeving een belangrijke functie om bijvoorbeeld te kunnen wandelen, fietsen en sporten. Anders dan voor kinderen en ouderen geldt voor jongeren en volwassenen dat zij over het algemeen meer mogelijkheden hebben om het groen ook op verder gelegen locaties op te zoeken. Goede toegangsroutes naar het groen buiten de bebouwde kom zijn daarbij van belang.

Zorgen voor voldoende 'vitaliseringsgroen' voor ouderen



























Ouderen hebben behoefte aan veilige wandelroutes met bijvoorbeeld bankjes om op uit te rusten en elkaar ontmoeten, duidelijk herkenbare ankerpunten in de omgeving en rollator- en rolstoelvriendelijke paden. Het aanleggen van een wandelroute vanuit een woonzorgcentrum is volgens GGD Hollands Midden bij uitstek geschikt om bewoners te stimuleren tot meer bewegen.

Cijfers per

		Grijze druk: % 65+ jarigen t.o.v. 15-64 jarigen (2016)	Bevolkingsdichtheid (inwoners/km ²) (2016)	Aantal huishoudens (2016)	Verwachte huishoudens 2040	Prognose aantal huishoudens (2016)	Ecologisch kapitaal totaal (2016-2040)	Bodem kapitaal (2017)	Water kapitaal (2017)	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Amersfoort		155.215	20,7	2.447	66.538	82.100	23%	51,7	48,5%	35,0%
Baarn		24.638	36,1	754	11.001	12.000	9%	58,4	68,4%	37,9%
De Bilt		42.851	39,4	641	18.997	20.600	8%	56,8	57,1%	40,8%
Bunnik		15.213	35,5	400	6.325	7.900	25%	53,8	64,5%	33,9%
Bunschoten		21.265	23,7	684	7.834	9.700	24%	51,5	61,3%	36,2%
Eemnes		9.111	30,3	286	3.702	4.200	13%	51,9	71,3%	36,0%
Houten		49.586	18,8	885	19.379	21.900	13%	58,8	63,4%	36,2%
IJsselstein		34.299	23,6	1.616	14.132	14.300	1%	52,9	50,4%	38,6%
Leusden		29.762	31,3	500	12.456	13.800	11%	57,8	58,1%	36,7%
Lopik		14.386	23,6	187	5.408	5.500	2%	55,3	67,1%	48,3%
Montfoort		13.877	28,3	366	5.494	5.400	-2%	55,2	63,4%	42,4%
Nieuwegein		62.448	27,2	2.620	28.064	32.500	16%	56,6	73,2%	34,4%
Oudewater		10.177	31,7	257	4.112	4.400	7%	54,3	66,2%	39,5%
Renswoude		5.181	23,6	274	1.871	2.300	23%	52,5	67,9%	36,0%
Rhenen		19.808	33,5	461	7.896	8.900	13%	55,1	70,3%	32,2%
De Ronde Venen		43.620	30,5	426	17.965	19.300	7%	48,1	48,1%	27,8%
Soest		46.094	35,8	984	19.996	20.700	4%	55,1	58,2%	33,0%
Stichtse Vecht (v.a. 2011)		64.525	29,0	666	27.526	29.400	7%	50,0	54,7%	32,1%
Utrecht		347.526	14,0	3.600	174.765	219.700	26%	51,7	43,7%	42,0%
Utrechtse Heuvelrug		49.340	39,0	367	21.148	24.400	15%	55,8	57,2%	29,4%
Veenendaal		64.918	26,1	3.275	26.362	29.500	12%	55,3	48,7%	33,7%
Vianen		19.959	31,1	498	8.077	10.700	32%	52,6	64,3%	33,8%
Wijk bij Duurstede		23.692	25,8	491	9.773	10.600	8%	59,4	70,0%	36,5%
Woerden		51.765	27,0	573	21.187	24.200	14%	50,6	59,3%	33,5%
Woudenberg		13.022	30,4	344	4.807	6.000	25%	55,6	58,4%	36,0%
Zeist		63.340	32,7	1.283	28.142	32.600	16%	55,3	50,0%	37,3%

Bronnen en toelichting: 1 + 2 + 3 + 4 + 5 + 6 CBS; 7 TELOS, Dit cijfer is opgebouwd uit kapitaalscores op het gebied van bodem, water, afval en grondstoffen, energie, natuur en landschap, hinder en calamiteiten en lucht; 8 TELOS, De voorraad 'bodem' is opgebouwd uit de indicatoren 'humane spoedlocaties bodemsanering', 'spoedlocaties voorkoming van verspreiding', 'ecologische spoedlocaties', 'verhard oppervlak', 'vermesting door stikstof'

gemeente

	Natuur en landschap kapitaal (2017)	Voldoet niet aan de Nederlandse Norm Gezond Bewegen, 19-65 jaar (2016)	Voldoet niet aan de Nederlandse Norm Gezond Bewegen 65+ (2016)	Overgewicht (inclusief ernstig overgewicht) 19-65 jaar (2016)	Ernstig eenzaam 65+ (2016)	Dagrecreatief terrein hectare/inwoner	Oppervlakte natuur hectare/inwoner	Oppervlakte bos hectare/inwoner	Oppervlakte open natuurlijk terrein hectare/inwoner		
	10	11	12	13	14	15	16	17	18		
47,9%	40%	27%	42%	9%	0,01	0	0,3	0,03		Amersfoort	
62,4%	43%	28%	44%	10%	0,02	7	6,5	0,20		Baarn	
60,0%	36%	23%	37%	9%	0,01	4	3,5	0,25		De Bilt	
36,9%	30%	23%	37%	8%	0	1	1,3	0,02		Bunnik	
41,7%	40%	28%	47%	6%	0	0	0	0,04		Bunschoten	
35,5%	40%	20%	47%	7%	0,05	1	0,9	0,32		Eemnes	
52,6%	40%	25%	40%	9%	0,04	0	0,2	0,21		Houten	
44,6%	43%	31%	51%	9%	0	0	0,1	0,01		IJsselstein	
51,6%	39%	23%	41%	10%	0	7	4,3	2,55		Leusden	
31,7%	44%	29%	46%	7%	0,05	1	0,2	0,47		Lopik	
38,3%	40%	23%	48%	7%	0	0	0,4	0		Montfoort	
57,8%	37%	26%	51%	9%	0,03	0	0,1	0		Nieuwegein	
24,4%	41%	23%	46%	7%	0	0	0	0,19		Oudewater	
43,8%	45%	25%	48%	6%	0	2	1,9	0		Renswoude	
54,9%	48%	29%	45%	7%	0,22	7	6,6	0,52		Rhenen	
31,8%	42%	27%	41%	10%	0,18	0	0,1	0,31		De Ronde Venen	
49,1%	42%	29%	44%	11%	0	4	3,3	0,61		Soest	
46,1%	41%	25%	47%	8%	0,11	1	0,4	0,25		Stichtse Vecht (v.a. 2011)	
57,7%	37%	33%	33%	12%	0,04	0	0,1	0		Utrecht	
54,7%	36%	24%	44%	9%	0,08	13	11,8	0,82		Utrechtse Heuvelrug	
59,8%	38%	28%	47%	9%	0	0	0	0,06		Veenendaal	
58,7%	43%	27%	52%	8%	0,05	2	1,6	0,38		Vianen	
53,8%	41%	25%	48%	8%	0,08	2	1,8	0		Wijk bij Duurstede	
42,6%	39%	26%	43%	8%	0,01	0	0,1	0,07		Woerden	
43,4%	41%	32%	43%	6%	0,14	7	7,1	0,08		Woudenberg	
57,2%	37%	24%	43%	8%	0	3	3,4	0,09		Zeist	

en 'vermesting door fosfaat houdend afval'. 9 TELOS. De voorraad 'water' is opgebouwd uit de indicatoren 'chemische toestand', 'ecologische kwaliteit', 'emissies stikstof', 'emissies fosfor' en 'drinkwaterkwaliteit'. 10 De voorraad 'natuur & landschap' is samengesteld uit de indicatoren 'openbaar groen', 'recreatief binnenwater', 'bos en natuurlijk terrein', 'soortenrijkdom' en 'rode lijst soorten'. 11 + 12 + 13 + 14 GGDRU. 15 + 16 + 17 + 18 CBS.

4

Geestelijk welzijn

Groen heeft positieve werking op het geestelijk welzijn

Maatschappelijke opgave

Hoe kunnen we het groen in en om de stad zo optimaliseren dat het ook bijdraagt aan het geestelijk welzijn van burgers?

Het zich verbonden kunnen voelen met 'groen' wordt door steeds meer wetenschappers⁵ gezien als een belangrijk ingrediënt van het geestelijke welzijn. Omgevingspsychologen grijpen daarbij onder andere terug op concepten als 'mens-natuur-interacties', 'impact van de fysieke leefomgeving op het individu' en de 'onweerstaanbare aantrekkingskracht van de natuur op de mens'. Ook blijkt uit recent onderzoek van de Universiteit Utrecht en het NIVEL dat er minder zelfdodingsgevallen voorkomen in gemeenten met veel openbaar groen. Naast contact met de natuur, speelt ook de dimensie van contact met elkaar; de natuur nodigt ook uit om samen te wandelen, ontspannen, sporten en spelen en heeft in die zin ook een belangrijke samenrijn functie. Deze functie is eveneens bevorderend voor het geestelijk welzijn.

Wat weten we over groen in relatie tot het geestelijk welzijn?

Groen zorgt voor herstel van stress

Volgens de [Gezondheidsraad \(2017\)](#) helpt 'groen' bij herstel van stress en aandachtsmoeheid en zo bij het ontstaan van chronische stress. Chronische stress speelt een belangrijke rol in het ontstaan en beloop van ernstige, veel voorkomende lichamelijke en psychische aandoeningen en gezondheidsklachten. Volgens de GGDRU heeft 4,8% van alle Utrechters tussen de 19 en 65 jaar een hoog risico op een angststoornis of depressieve klachten. Gemeenten Nieuwegein (7,9%), Vianen (7,8%) en Utrecht (7,2%) scoren relatief ongunstig. Gemeenten Wijk bij Duurstede (0,7%), Bunnik (1,2%) en Renswoude (2,3%) scoren relatief gunstig.

Groen stimuleert gezonde spelontwikkeling bij kinderen

Een groene leefomgeving is volgens GGD-deskundigen van groot belang voor de ontwikkeling van kinderen. Enerzijds omdat kinderen vaker en langer buiten spelen als er groen en natuurlijke speelplaatsen in de buurt zijn en jongeren in de leeftijd tussen de 12-17 jaar vaker aan de beweegnorm voldoen als er meer

groen in hun woonomgeving is ([GGD Hollands Midden](#)). Anderzijds biedt groen in de directe omgeving van kinderen ook mogelijkheden om hen vertrouwd te maken met de waarden van natuur en duurzaamheid.

Groen bevordert participatie in de sociale omgeving

Bewegen in de buitenlucht is ook van belang voor het kunnen participeren in de sociale omgeving en het onderhouden van sociale contacten. Dit draagt bij aan het voorkomen van isolement en mogelijke depressies. ([GGD Hollands Midden](#)) In de provincie Utrecht is volgens de GGDRU gemiddeld 8% van de 65+-ers ernstig eenzaam. Relatief de meeste eenzame ouderen wonen in Utrecht (12%), Soest (11%), De Ronde Venen en Baarn (10%). Relatief de minste eenzame ouderen wonen in Bunschoten, Renswoude en Woudenberg (6%). Overigens stelt het RIVM in haar toekomstverkenningen (2017) dat zowel het aantal ouderen in de toekomst toeneemt, als hun levensverwachting in goed ervaren gezondheid. Dat maakt investeren in 'seniorvriendelijk' groen van groot toekomstig belang.

⁵ Zie bijvoorbeeld Bell, P. e.a. (2001), *Environmental psychology*. Berg, A. van den e.a. (2016). *Why viewing nature is more fascinating and restorative than viewing buildings*. Bezemer, M. (2018) *Into Green*.

⑥ Active ageing versus kwetsbaar ouderdom

Het RIVM spreekt in haar toekomstverkenningen over twee soorten ouderen: de ouderen in het stadium van 'active ageing', waarin zij nog mobiel en ondernemend zijn. Daarna volgt de fase van het kwetsbare ouderdom. Kwetsbare ouderen zijn meer aangewezen op hun directe woonomgeving, hun actieradius is sterk afgenomen. Zowel binnen als buiten de woning vraagt dit volgens het RIVM om een aanpassing van de leefomgeving, bijvoorbeeld door ouderen- en dementievriendelijk te bouwen.

Bron: RIVM, Toekomstverkenningen 2018

Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Zorgen voor voldoende 'speelgroen' voor kinderen

Groene schoolpleinen en speeltuinen leveren een belangrijke bijdrage aan de ontwikkeling van kinderen. Deskundigen verwijzen hierbij naar de ruimte voor vrij spel en creativiteit, wat positieve effecten heeft op het zelfvertrouwen van kinderen en de ontwikkeling van vaardigheden als abstract denken. Volgens GGD Hollands Midden hebben verschillende scholen en speeltuinverenigingen al laten zien dat het creëren van natuurlijke speelplaatsen niet moeilijk hoeft te zijn: op steeds meer schoolpleinen en speeltuinen in Nederland prikkelen bomen, struiken en moestuinen inmiddels de kinderfantasie. Ook stelt GGD Hollands Midden dat een groene woonomgeving niet direct hoeft te betekenen dat er een park of stuk bos aanwezig moet zijn. De aanleg van groen hoeft volgens haar niet in strijd te zijn met de wens compact te bouwen. Pleintjes met daaromheen gebruiksgroen kunnen al voldoende zijn.

Zorgen voor voldoende 'rust- en ontmoetingsgroen' voor jong en oud

Naast het zorgen voor voldoende bewegingsgroen voor jongeren en volwassenen, is het ook van belang om bezoekers de gelegenheid te geven om uit te rusten en elkaar te ontmoeten. Hierbij kan gedacht worden aan bankjes om van het uitzicht te genieten, te lezen, uit te rusten en elkaar te ontmoeten.

5

Recreatie

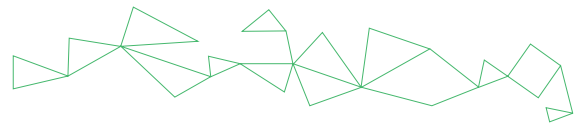
Groen maakt recreatie dichtbij mogelijk

Maatschappelijke opgave

Hoe kunnen we zo goed mogelijk inspelen op de toenemende kwantitatieve en kwalitatieve behoefte aan recreatiemogelijkheden?

Volgens de Gezondheidsraad (2017) heeft Nederland als geheel op zich ruim voldoende mogelijkheden om in de natuur te fietsen of te wandelen, maar bevinden die mogelijkheden zich lang niet allemaal op de plaatsen waar de vraag en behoefte het grootst zijn. In de periode 1990-2013 is de verhouding tussen vraag en aanbod steeds ongunstiger geworden. Voor de provincie Utrecht geldt dat het probleem rondom recreatie zowel kwantitatief van aard is (er is een tekort) als kwalitatief (het aanbod sluit onvoldoende aan op de vraag). Dit stelt, in ieder geval een deel van de Utrechtse regio, voor belangrijke recreatie-opgaven. (PU, Utrecht Buiten, 2017)

Wat weten we over groen in relatie tot recreatie?



Provincie Utrecht heeft relatief weinig open natuurlijk terrein per inwoner

Uit CBS-cijfers blijkt dat de verhouding open natuurlijk terrein (zowel 'nat' als 'droog') per inwoner in de provincie Utrecht uitkomt op 0,016. Gemiddeld in Nederland is deze verhouding 0,039 ha/inw. De provincies Drenthe (0,092), Friesland (0,059) en Flevoland (0,057) scoren het gunstigst. De provincies Noord Holland (0,011) en Zuid Holland (0,06) scoren ongunstiger dan Utrecht.

Recreëren gebeurt voor de helft binnen gemeentegrenzen

Uit landelijke cijfers blijkt dat van alle uithuizige vrijetijdsactiviteiten de helft in de eigen gemeente wordt ondernomen en bijna de helft (49%) elders in Nederland. Het overige deel vindt in het buitenland plaats. De meeste buitenrecreatie vindt plaats in de vorm van wandelen, 63% van de Nederlanders doet dit jaarlijks. Van deze groep gaat ruim een derde één of meerdere keren per week op pad. Fietsen komt met een participatiegraad van 49% op de tweede plaats. (NBTC.NIPO, 2015)

Deskundigen onderscheiden zeven verschillende typen recreanten

Recreëren is niet voor iedereen hetzelfde en waar de één blij is met een nabijgelegen bos, heeft de ander liever een attractiepark. Er is een systematiek ontwikkeld waarin zeven soorten recreanten worden beschreven, ieder met een eigen kleur (zie kader 7). Deze variëren van 'uitbundig geel' tot 'creatief en inspirerend rood'. De indeling naar typen recreanten geeft richting aan datgene waar overheden beleidsmatig op kunnen koersen. Voor de provincie Utrecht geldt dat er sprake is van een oververtegenwoordiging van recreanten met een 'rode', 'paarse' en 'aqua' leefstijl. Recreanten uit de rode belevingswereld zijn relatief jong en net aan het werk, waardoor het inkomen vaak wat lager ligt. De 'ondernemende paarse recreant' heeft in het algemeen een hoger inkomen, evenals de 'ingetogen aqua recreant'. (Provincie Utrecht, 2011)

In 2011 is door de Provincie Utrecht een toedeling naar leefstijl-profielen in kaart gebracht. Dit levert de volgende typeringen op:

- Stad Utrecht: *Ondernemend Paars*
- Regio Utrechtse Heuvelrug en Kromme Rijngebied: *Ingetogen Aqua* en *Rustig Groen*
- Stad Amersfoort e.o.: *Gezellig Lime*
- Groene Hart en Vechtstreek: *Uitbundig Geel* en *Stijlvol Luxe Blauw*

7 Kleurprofielen recreanten vergeleken

Bron: Provincie Utrecht 2011 en BSR® Model

Creatief en inspirerend rood

Creatieve, uitdagende en inspirerende ervaringen (42% is tussen 18-34 jaar, 34% heeft hogere opleiding).

Uitbundig geel

Samen actief bezig zijn, uitgaan en genieten (44% startende families, 39% middelbaar opgeleid)

Gezellig lime

Even lekker weg met elkaar (68% gezinnen met oudere kinderen en oudere 1-2 persoonshuishoudens, 60% laag opgeleid)

Rustig groen

Even rust nemen in eigen omgeving (40% is 55 jaar of ouder, 49% lager opgeleid)

Ingetogen aqua

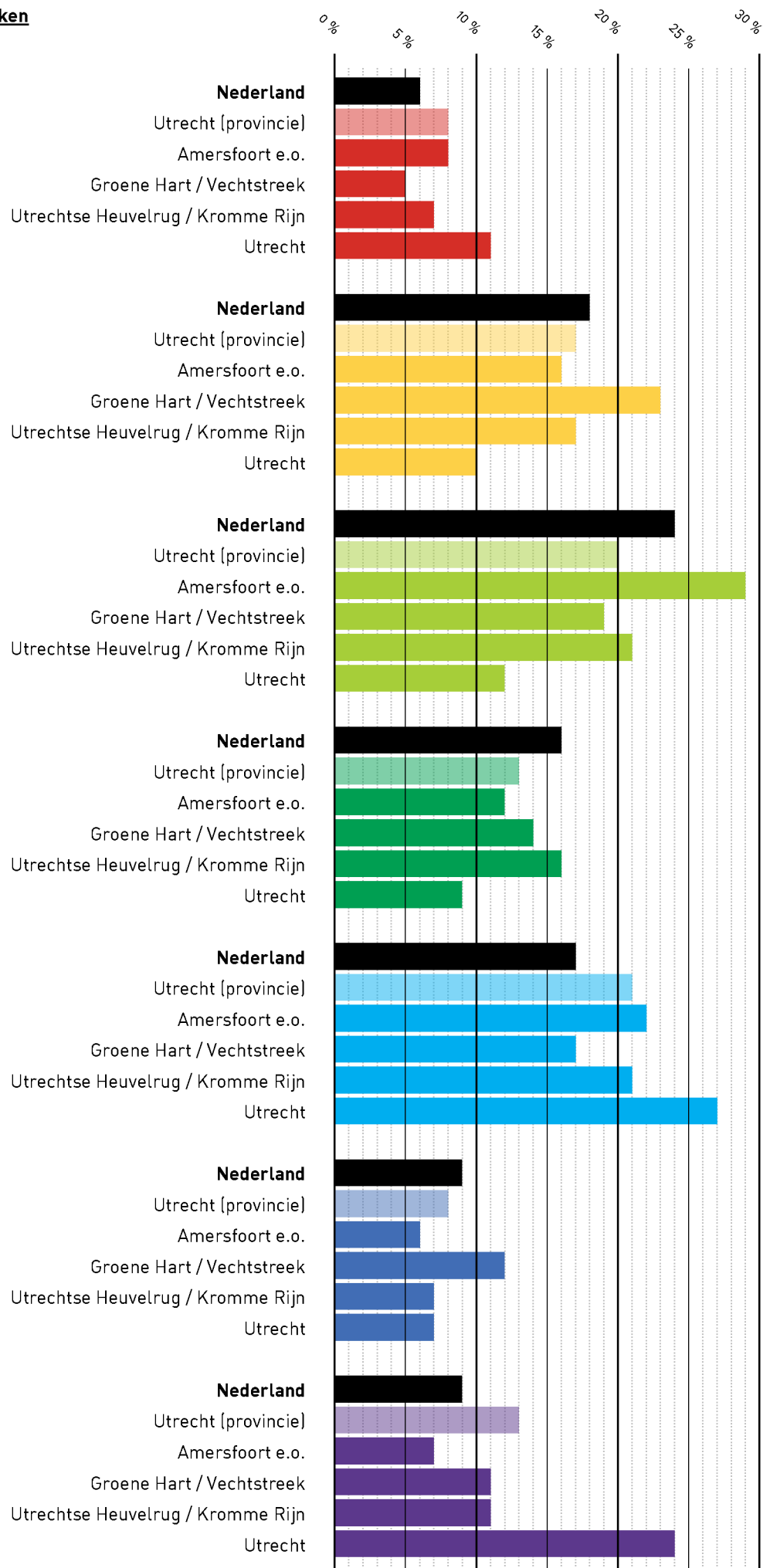
Brede interesse, ruimdenkend, engagement (55% oudere 1-2 persoonshuishoudens, 58% heeft een middelbare of hogere opleiding)

Stijlvol en luxe blauw

Luxe, stijlvol ontspannen, sport en social network (52% jonge huishoudens, 64% heeft middelbare of hogere opleiding)

Ondernemend paars

Cultuur, historie, verrassing en inspiratie (47% is tussen 35-54 jaar, 55% heeft hogere opleiding).



Toekomsttrends bevolkingsgroei en vergrijzing

Volgens de Gezondheidsraad (2017) is de verhouding tussen vraag en aanbod van recreatiemogelijkheden ongunstiger geworden doordat de stedelijke bevolking sterker toeneemt en deze minder groene recreatiemogelijkheden tot haar beschikking heeft dan de bevolking die buiten de stad woont. De tweede belangrijke oorzaak is volgens de Gezondheidsraad de vergrijzing van de bevolking. Daardoor krijgen mensen meer tijd voor recreatie in het algemeen én in de natuur. De prognoses wijzen volgens de Gezondheidsraad op een toename van vergrijzing en verstedelijking waardoor de ongunstige trend in de groene recreatie zich zal voortzetten.

Tekort recreatiegebied omgeving stad Utrecht

Met het oog op de groeiende bevolking schat de Provincie Utrecht het tekort aan wandelpaden op 149 kilometer, aan fietspaden op 47 kilometer en aan recreatiegebied op 550 hectare. Dit geldt specifiek voor het gebied rondom de stad Utrecht. (PU, Utrecht Buiten, 2017)

Grote verschillen Utrechtse gemeenten wat betreft hoeveelheid recreatiegebied per inwoner

Als we kijken naar de hoeveelheid 'dagrecreatief terrein' per inwoner dan zien we dat Rhenen (0,22 ha/inw), De Ronde Venen (0,18 ha/inw) en Woudenberg (0,14 ha/inw) relatief gunstig scoren. Bunnik, Bunschoten, IJsselstein, Leusden, Montfoort, Renswoude, Soest, Veenendaal en Zeist komen afgerond uit op 0 hectare dagrecreatief terrein per inwoner. Waar het gaat om oppervlakte bos per inwoner, scoren Utrechtse Heuvelrug (11,8 ha/inw), Woudenberg (7,1 ha/inw) en Rhenen (6,6 ha/inw) gunstig. Ongunstig scoren Bunschoten, Oudewater en Veenendaal met afgerond 0 hectare bos per inwoner. (CBS, 2012)

Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Samenwerking gemeenten voor passend totaal-aanbod recreatie

Recreëren is een breed begrip. Een belangrijk deel van de recreatie vindt buiten de eigen gemeentegrenzen plaats. Intergemeentelijke samenwerking stimuleert dat er goede verbindingen gerealiseerd worden voor het recreëren over en weer. Actuele voorbeelden van intergemeentelijke ontwikkeling van recreatiegebieden zijn de plannen rondom de Nieuwe Hollandse Waterlinie ('Pact van Ruigenhoek'), Hollandse IJssel, Groene Hart en Ringpark Utrecht.

Vergroten van de bereikbaarheid en opvangcapaciteit van bestaande recreatiegebieden

De bereikbaarheid en opvangcapaciteit van bestaande recreatieve voorzieningen zouden kunnen worden versterkt waardoor inwoners kunnen beschikken over een groter en diverser aanbod. Wat betreft de bereikbaarheid gaat het hierbij niet alleen om de aanleg van nieuwe toegangswegen, maar ook om verbetering van bijvoorbeeld de bewegwijzering.

Bewaken van de verkeersveiligheid van en naar recreatiegebieden

Steeds meer (soorten) fietsers maken gebruik van fietspaden. Dit legt druk op de verkeersveiligheid. Ook de toenemende aanwezigheid van scootmobiel in de openbare ruimte vraagt om zorgvuldig gebruik van de fietspaden.

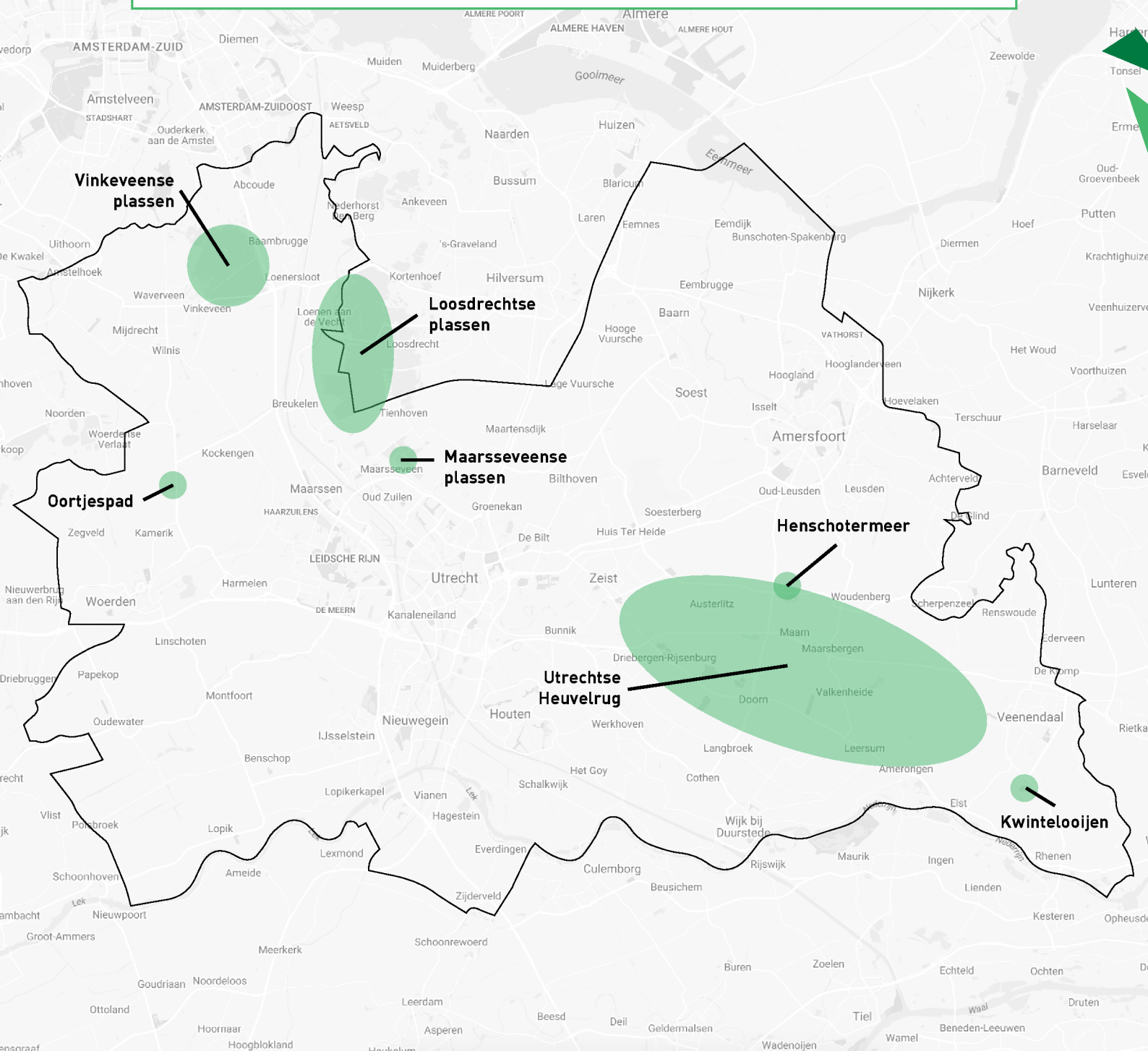
Bewaken van diversiteit in het recreatie aanbod

Op basis van de verschillende typen recreanten zoals hier gepresenteerd is de vraag of alle soorten recreatie voldoende aanwezig of bereikbaar zijn voor inwoners van de provincie Utrecht.

⑧ Drukstbezochte gebieden van de Utrechtse recreatieschappen

De drukstbezochte gebieden van de Utrechtse recreatieschappen waren in 2014-2015 de Vinkeveense en Loosdrechtse plassen die toen op jaarbasis tussen de 500.000 en 600.000 bezoekers trokken, waarbij gold dat ruim driekwart van de bezoekers van buiten de provincie Utrecht kwam. Ook de bossen op de Utrechtse Heuvelrug trokken in deze periode grote groepen bezoekers. Het Henschotermeer en de Maarsseveense plassen waren op dat moment de drukstbezochte zwemplassen met 300.000-400.000 bezoekers op jaarbasis. Recreatieterreinen met een relatief grote publieksherkomst van buiten de provincie Utrecht zijn Kwinteloijen (36%), Oortjespad (28%) en Henschotermeer (21%).

Bron: PU, 2016



6

Ecologisch evenwicht

Groen draagt bij aan een beter ecologisch evenwicht

Maatschappelijke opgave

Hoe kan het groen in stedelijke gebieden optimaal bijdragen aan ecologisch evenwicht en biodiversiteit?

Vanuit wetenschappelijk perspectief (onder andere de ecologie) is er de afgelopen decennia in toenemende mate aandacht voor het thema biodiversiteit. Er zijn zorgen dat het natuurlijke ecologische evenwicht, met name ook in stedelijke omgevingen, verder verstoord raakt door bijvoorbeeld de afname van biodiversiteit. Biodiversiteit is een graad van verscheidenheid aan levensvormen binnen een gegeven ecosysteem en wordt vaak gebruikt als indicator voor de gezondheid van dat ecosysteem.



Wat weten we over groen in relatie tot biodiversiteit in de stad?

Aandacht voor duurzame instandhouding in stedelijke leefgebieden

De Provincie Utrecht onderscheidt in haar beleidskader en natuurvisie verschillende leefgebieden (zoals rivierengebied, grote wateren, moeras, bos, zandgroeves). Ook het stedelijk leefgebied wordt onderscheiden. 'Groene' aandachtsgebieden hierin zijn onder andere gazons en bermen in de openbare ruimte. Deze kunnen benut worden voor bloemrijke stroken. Ook kan hier gefaseerd gemaaid worden zodat niet alle vegetatie in één keer verwijderd wordt. Er blijft hier en daar wat gras staan waarin insecten kunnen schuilen en eten en planten zaad kunnen zetten.

Duurzame landbouw bevordert biodiversiteit

De Natuur- en Milieufederatie Utrecht (NMU) stelt vast dat de biodiversiteit ook in het landelijk gebied afneemt als gevolg van schaalvergroting en monoculturen. Natuurgebieden lijden volgens de NMU onder vermessing en verzuring door uitstoot van stikstof en ammoniak uit mest. Verlaging van waterpeilen voor de landbouw leidt tot verdroging in natuurgebieden en bodemdaling in veenweidegebieden. Meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen hebben effect op de waterkwaliteit en het waterleven. Duurzame landbouw kan volgens de NMU de negatieve impact op onder andere de biodiversiteit tegengaan.

Welke groenopgaven kunnen we benoemen?

Aansluiten op de provinciale natuurvisie

Voor het bevorderen van de biodiversiteit kan gebruik gemaakt worden van de provinciale natuurvisie en beleidskaders. De door de provincie onderscheiden maatregelen voor duurzame instandhouding kunnen lokaal worden opgepakt en gestimuleerd.

9 Zorg voor biodiversiteit in wet verankerd

Het streven naar ecologisch evenwicht, en in het verlengde daarvan, naar biodiversiteit, is niet alleen een maatschappelijke opgave, maar ook een in de wet verankerde opdracht voor de provincie. De Wet Natuurbescherming (Wnb) vervangt vanaf 1 januari 2017 de Flora- en faunawet, Boswet en Natuurbeschermingswet uit 1998 en vormt het sluitstuk van de decentralisatie van het natuurbeleid van het Rijk naar de provincies. De provincies zijn vanaf dat moment verantwoordelijk voor het beleidsveld natuur en krijgen te maken met extra taken, bevoegdheden en verplichtingen, waarbij het nieuwe stelsel de Europese regelgeving als uitgangspunt neemt.

Wet natuurbescherming, artikel 1.12

Gedeputeerde staten van de provincies dragen, ieder in hun provincie, tezamen zorg voor het nemen van de nodige maatregelen voor:

- a. De bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle in Nederland natuurlijk in het wild levende vogelsoorten [...]
- b. Het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de van nature in Nederland in het wild voorkomende soorten dieren en planten [...]
- c. Het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in Nederland in het wild voorkomende dier- en plantensoorten [...]

Bron: Provincie Utrecht, Behoud van Utrechtse biodiversiteit, 2016

10 Opkomst van Tiny Forests

Tiny forests zijn dichtbegroeide, inheemse 'bossen' in een stedelijk gebied, ter grootte van een tennisbaan. Het concept komt uit Japan van waaruit men in stedelijke gebieden 'kleine wildernissen' ging creëren in samenwerking met lokale groeperingen. In Nederland zijn er inmiddels diverse Tiny Forests gecreëerd. IVN-natuureducatie voert hier samen met de Wageningse Universiteit onderzoek naar uit. Er wordt gekeken hoe Nederlandse inheemse soorten reageren op deze dichte manier van aanplanten.

Bron: IVN, 2018

Aanleggen van 'biodiversiteits-stimulerend' groen

Een voorbeeld hiervan vormen de zogenaamde Tiny Forests (zie kader 10), kleine 'bossen' in een stedelijk gebied ter grootte van een tennisbaan. De Tiny Forests stimuleren de biodiversiteit en zorgen daarnaast volgens IVN voor een verbetering van de luchtkwaliteit, minder hittestress in de stad, betere waterhuishouding, 30 keer betere stof- en geluidsreductie, tot 30 keer betere CO₂-absorptie en afhankelijk van de beplanting ook een oogst van allerlei soorten noten en fruit. In de gemeente Utrecht zijn momenteel twee tiny-forest initiatieven, namelijk die in de Cremerstraat en in Terwijde.

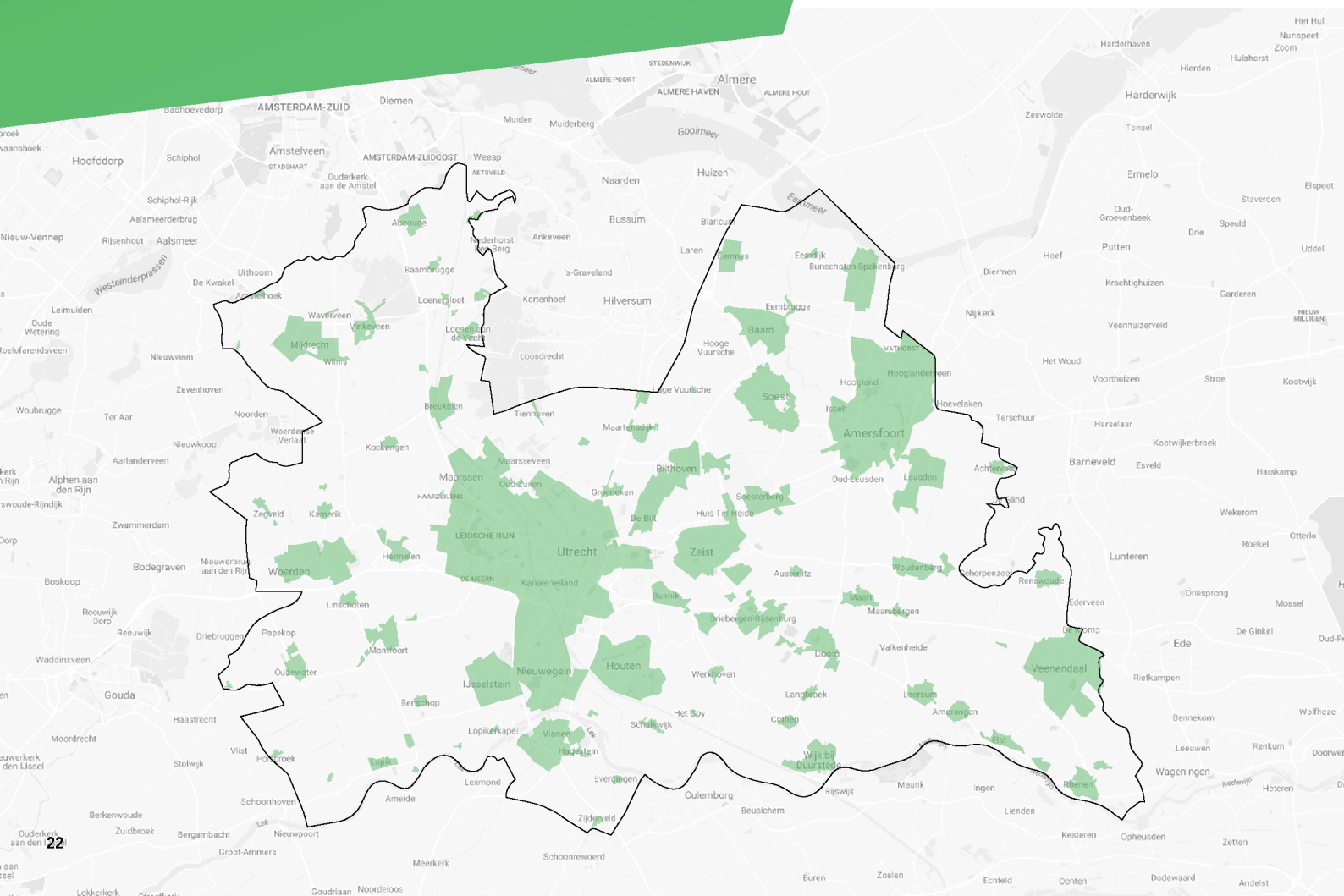
11 Provinciale maatregelen

Maatregelen voor de duurzame instandhouding van de Utrechtse 'aandachtssoorten' die de provincie in het algemeen voorstaat met betrekking tot het stedelijk leefgebied zijn:

- *Behoud en herstel van broedmogelijkheden* voor soorten die nestelen op en nabij gebouwen (zoals gierzwaluwen en mussen).
- *Behoud en herstel van verblijfplaatsen van vleermuizen op, aan en in gebouwen.*
- *Creëren van stapelmuren.* In en op stapelmuren kunnen planten worden aangebracht en bloemen gezaaid, die net als in een gewone tuin het hele jaar door kunnen bloeien. Een stapelmuur wordt ook gezien als een tuin aan een muur. Stapelmuren kunnen verschillende dieren (insecten, egels, salamanders) huisvesten en zijn gunstig voor mossen en muurplanten.
- *Gefaseerd maaien.*
- *Omvormen van delen van strakke gazons en bermen* tot bloemrijke stroken.
- *Behoud en herstel van geschikte muren voor muurplanten, mossen en korstmossen* bij restauratiewerkzaamheden. Ook nieuwe muren kunnen (deels) geschikt gemaakt worden als groeiplaats voor deze planten.
- *Instandhouden van oude biotopen* (dijken, bunkers, kribben, kerken, kastelen, oude muren, begraafplaatsen) en zorgen voor instandhouding mossen en korstmossen op de biotoop (vrijhouden van overwoekering, aangepaste werkwijze bij restauratie en schoonmaken).
- *In stand houden van open zandige en lemige plekken.*
- *Aanleg bijenhotels* stimuleren.
- *Stimuleren van natuurlijke elementen* in particuliere tuinen.

kaart 3: **Ambitie van de Provincie Utrecht: Vergroten van de stedelijke natuurbeleving**

Bron: Provincie Utrecht 2018. Bij het realiseren van deze ambitie wil de provincie overwegend een ondersteunende rol spelen voor de gemeenten: meedenken en kennis ter beschikking stellen.



Bronnen en afkortingen

Websites voor meer informatie

Webite

www.atlasleefomgeving.nl
www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl
www.destichtserijlanden.nl
www.gezondeleefomgeving.nl
www.gezondheidsraad.nl
www.ggdAtlas.nl
www.ggdhm.nl
www.groenaande buurt.nl
www.groeneschoolpleinen.nl
www.groenmonitor.nl
www.ivn.nl/groen-doet-goed
www.klimaat-effectatlas.nl
www.klimaat-scenarios.nl
www.landschaperfgoedutrecht.nl
www.ndff.nl
www.nmu.nl
www.omgevingspsychologie.org
www.ruimtelijkeadaptatie.nl
www.rivm.nl
www.staatsbosbeheer.nl
www.staatvanutrecht.nl
www.strava.com
www.teebstad.nl
www.telos.nl
www.themasite.pbl.nl
www.volksgezondheidszorg.info
www.vtv2018.nl

Overige bronnen

Atelier Groenblauw e.a. (2017)
Bezemer, M. / Into Green
Deelprogramma Nieuwbouw en Herstructurering van het Deltaprogramma (2013)
Gezondheidsraad (2017)
NBTC.NIPO research (2015)
NBTC.NIPO research (2015)
NMU
PBL (2013)
Provincie Utrecht (2011)
Provincie Utrecht (2011)
Provincie Utrecht (2016)
Provincie Utrecht (2016)
Provincie Utrecht (2016)
Provincie Utrecht (2017)
Recreatie Midden Nederland, e.a. (2011)
RIVM (2012)
RIVM (2017)
Telos (2017)
Universiteit Utrecht, NIVEL (2018)
Vereniging Deltametropool (2017)

Betrokken organisaties

RIVM, MIW, IPO, VNG
RIVM, Deltares, Atterra, LEI, BIJ12
De Stichtse Rijnlanden
RIVM
Gezondheidsraad
GGD
GGD Hollands Midden
IVN, NMU, PU, LEU
Stichting Oase
WUR, Atterra
IVN natuureducatie
Kennisportaal ruimtelijke adaptatie
KNMI
PU, Nationale postcode loterij
Nationale databank flora en fauna
Natuur en Milieufederatie Utrecht
Netwerk voor omgevingspsychologie
Kennisportaal ruimtelijke adaptatie
RIVM; Zie o.a. Handreiking Gezonde Gemeente, Go! Utrecht.
Staatsbosbeheer
PU, GU, NMU
Strava
RIVM, VWS
Telos
PBL, Balans van de leefomgeving
RIVM
RIVM

Afkortingen

CBS Centraal Bureau voor de Statistiek
GGD RU GGD Regio Utrecht
GU Gemeente Utrecht
IPO Interprovinciaal Overleg
IVN Instituut Voor Natuureducatie en duurzaamheid
LEU Landschap Erfgoed Utrecht
NMU Natuur en Milieufederatie Utrecht
PBL Planbureau voor de Leefomgeving
PU Provincie Utrecht
RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SCP Sociaal Cultureel Planbureau
VNG Vereniging Nederlandse Gemeenten
VTV Volksgezondheid Toekomst Verkenning (van RIVM)

Natuurlijk! De watervriendelijke tuin.

Als ik niet naar het bos kan, komt het bos naar mij. (Website geraadpleegd feb. 2018)

Manifest klimaatbestendige stad.

Gezond groen in en om de stad.

Continu Vrijtijdsonderzoek (CVTO) 2015. Tussentijdse rapportage jaarmeting.

Inzicht in participatie en frequentie van het uithuizige vrijetijdsgedrag van Nederlanders.

Continu Vrijtijdsonderzoek 2015, basisrapport Provincie Utrecht.

Een klimaatbestendige provincie Utrecht. Aan de slag met ruimtelijke adaptatie. (In wording)

Vergrijzing en ruimte.

De toekomst van recreatie om de stad. Onderzoek naar kwantitatieve en kwalitatieve recreatiemogelijkheden in de Provincie Utrecht.

Regionale leefstijlatlas dagrecreatie.

Bezoek terreinen Utrechtse recreatieschappen 2014-2015.

Beleidskader wet natuurbescherming provincie Utrecht.

Behoud van Utrechtse Biodiversiteit. Supplement bij Natuurvisie.

Toekomst van de fysieke leefomgeving in de provincie Utrecht. Trendverkenning tot 2050.

Utrechters er op uit. Behoeftte bewoners aan buitenrecreatie rondom de stad.

Bodem als draagvlak voor een klimaatbestendige en gezonde stad.

Gezonde omgeving Utrecht, Go! Utrecht.

Nationale Monitor Duurzame Gemeenten 2017.

Minder suïcides in groenere gemeenten.

Het landschap als vestigingsvoorwaarde.



Staat van Utrecht

Mei 2018

Dit is een uitgave van de Staat van Utrecht

www.staatvanutrecht.nl



Gemeente Utrecht



PROVINCIE :: UTRECHT

Utrecht  2040
op weg naar een duurzame provincie



Deze folder is gedrukt op extra wit ongestreken FSC® gecertificeerd papier geproduceerd met 100% gerecycleerde postconsumer vezels.

Agrobosbouw: landbouw + bosbouw = 3

Onze landbouw heeft zijn kort na de Tweede Wereldoorlog geformuleerde doelstelling, namelijk voldoende voedsel voor iedereen, meer dan voldoende weten te realiseren. De daarmee samenhangende intensivering heeft door schaalvergroting, mechanisering en rationalisering, ook nadelen meegebracht waarmee we de laatste tijd steeds meer worden geconfronteerd. Die lopen uiteen van een zienderogen afnemende biodiversiteit en bodemvruchtbaarheid tot aan *landschapspijn* zoals we die her en der in ons land kunnen ervaren. De intensieve landbouw loopt ook steeds meer tegen zijn grenzen aan in een dichtbevolkt land als het onze. Kunnen we niet anders dan deze 'race to the bottom' tot het einde toe afmaken, of hebben we ook echte alternatieven?

Landschapspijn

Het was bijna het politieke woord van het jaar 2016 geworden: landschapspijn. Dat woord is oorspronkelijk bedacht door de Friese bioloog Theunis Piersma toen die na 25 jaar reizen weer terugkeerde op Friese bodem en zag hoe de bloeiende weilanden uit zijn jeugd waren verworpen tot uitgestrekte egaal groene graswoestijnen. Daarmee werd zijn Friese geluksgevoel van weleer in één

Agrobosbouw in verschillende varianten

Agrobosbouw kent naast agrobossen met producten als fruit, noten en paddestoelen nog drie andere varianten: bij agrobosakkers worden akkerbouw en bomen/struiken met elkaar gecombineerd (strokenteelt) en bij agrobosweides veeteelt en bomen (onze oude hoogstamboomgaarden vallen bijvoorbeeld onder agrobosbouw). Agrobosbuffers dienen op dit moment vooral als productieve buffers tegen wind of de oppervlakkige afstroom van water en meststoffen. Maar ze kunnen ook een belangrijke rol gaan spelen als een geleidelijke overgang tussen natuur en intensieve landbouw of als afvang en afbraak van verontreinigende stoffen langs wegen bijvoorbeeld als het om fijnstof gaat. En rondom bebouwing bieden ze extra recreatieve en/of educatieve mogelijkheden.

klap vervormd tot pijn: 'Normaal ga je daarmee naar de dokter, maar waar kun je heen met landschapspijn?' Journaliste Jantien de Boer schreef in juni 2016 een uitgebreid artikel in de Leeuwarder Courant over haar landschapspijn. 'Friesland was een rijk land en ik mis het. Als ik nu een veldleeuwerik hoor, ben ik opgetogen. Een veldleeuwerik! Eindelijk weer een veldleeuwerik. O, er zijn nog velden vol zuring, klaver en boterbloemen, maar het zijn uitzonderingen in een monotoon diepgroen wuivend, Fries raaigrasland. Het landschap leeft, maar het leeft ook niet. Ik sta er nu liever met de rug naartoe. Want mijn land doet pijn.'

Haar landschapspijn werd niet alleen in Friesland gevoeld, zo bleek al snel. Ook in andere delen van ons land bleek ons huidige verschaalde landschap veel mensen pijn te doen. Pijn die ook nog eens cijfermatig werd onderbouwd met de vaststelling van dat we na de Tweede Wereldoorlog circa 400.000 kilometer aan landschapselementen zijn kwijtgeraakt. Staat Jantien tegenwoordig liever met de rug naar het landschap toe, om





Agrobosbuffer tekening twee jaar na aanplant. | Foto: Agforward

een heel andere reden en op een heel andere manier lijkt onze intensieve landbouw en veeteelt ook steeds meer met de rug naar de natuur toe te zijn gaan staan. En dat kan echt niet, stelt bijvoorbeeld iemand als Jan Willem Erisman, directeur van het Louis Bolk Instituut. We moeten wat hem betreft naar een beleid gericht op landbouwinclusieve natuur: 'Hiermee gaan we terug naar de basis van het landbouwbedrijf. Natuur is dus geen onderdeel van de landbouw, maar landbouw is een onderdeel van de natuur en gebruikt de kracht ervan om voldoende voedsel te produceren.' Die lijn volgend komen we bijna vanzelf uit bij agro-ecologische systemen als agroforestry/agrobosbouw.

Agroforestry/agrobosbouw

De Voedsel- en Landbouworganisatie (FAO) van de Verenigde Naties hanteert deze definitie: 'Agrobosbouw is de collectieve naam voor landgebruiksystemen en -technologieën waarbij houtige en vaste planten (bomen, struiken, kruiden, etc.) weloverwogen worden gebruikt op dezelfde percelen als landbouwkundige gewassen en/of dieren, in een bepaalde ruimtelijke indeling of in een bepaalde volgorde in tijd. In agrobosbouw systemen vinden er zowel ecologische als economische interacties plaats tussen de verschillende onderdelen.' Ofwel: poly- of permacultuur in plaats van monocultuur, en gericht op meerjarige planten in combinatie met eenjarige.

'Bossen zijn de natuurlijke vegetatie in ons klimaat'

In Buurse, een pal tegen de Duitse grens aanliggend kerkdorp van de Twentse gemeente Haaksbergen, ligt de biologische boerderij Zuuver: 'Zuuver is leefde veur 't boern' leavn', de natuur en de beeste. Loat de natuur 't wark doen, dan kriej 't zuuverste goed.' Bij Joris ten Elsen en Julia ter Huurne scharrelen de kippen in het bos en de varkens in de modder zelf een veelzijdig biologisch kostje bij elkaar. Julia ter Huurne: 'Daarvoor planten we voederbossen en voederhagen aan en zaaien we kruidenweiden in. Agrobosbouw - in dit geval gaat het om de variant agrobosweides - is een landbouwsysteem waarbij we bewust met veel verschillende meerjarige, houtige voedselgewassen werken. Een polycultuur dus, met meerjarige bomen en struiken. En daartussen lopen bij ons bonte Bentheimer landvarkens en barnevelders, Simpenbergher boskippen en bronzen landkalkoenen. Bossen zijn de natuurlijke vegetatie in ons klimaat. Ze houden de bodem en leefomgeving gezond en in balans. Ook op onze boerderij met haar akkers, weiden en bossen.'

Wageningen University & Research (WUR) heeft niet voor niets al aangegeven de komende jaren stevig op dit thema te gaan inzetten. Wijnand Sukkel, leider van het WUR-project 'Agroforestry: 1 + 1 = 3', kijkt naar de complexe en meervoudige opgave waar de huidige landbouwsector voor staat en somt vervolgens op welke belangrijke bijdragen agrobosbouw als integraal agro-ecologisch systeem kan leveren: 'Het produceren van voedsel en biomassa; het efficiënt benutten van ecologische hulpbronnen (water, licht en



Foto: Zuuver

Biologische boerderij Zuuver: 'Zuuver is leefde veur 't boern' leavn', de natuur en de beeste.'



Foto: Agforward

Agrobosbuffer in Slowakije. De aanleg van 100.000 hectare bos langs snelwegen is alleen al vanwege de klimaatwinst een kosteneffectieve maatregel.

nutriënten); het leveren van een bijdrage aan klimaatmitigatie en klimaatadaptatie (onder andere door middel van CO₂ vastlegging); het bieden van een recreatief landschap; het versterken van de boven- en ondergrondse weerbaarheid van het landbouwsysteem en het vergroten van de biodiversiteit van het agrarisch landschap.'

Agrobosbouw en ons land

De belangstelling voor agrobosbouw stijgt wereldwijd al jaren, ook in ons land. Niet in het minst omdat de verschillende vormen van agrobosbouw 30 tot 50 procent meer opbrengst kunnen opleveren dan gangbare landbouw. Maar dat niet alleen. Ze kunnen

Rijkswaterstaat onderzocht effecten van bos langs snelweg

Uit een in opdracht van Rijkswaterstaat uitgevoerde studie kwam onlangs als eindconclusie naar voren dat de aanleg van 100.000 hectare bos langs onze snelwegen alleen al vanuit het perspectief van klimaatwinst een kosteneffectieve maatregel zou zijn. Daarnaast staan tegenover de kosten volgens de studie nog positieve welvaartseffecten op het gebied van recreatie en toerisme, een verbeterd uitzicht voor omwonenden, waterzuivering, minder geluidshinder en een grotere biodiversiteit. Het grootste deel van de kosten (vooral nog geraamd op circa 3 miljard euro) wordt gevormd door afwaardering van de grond en door aanleg en onderhoud. Kosten die wel eens beduidend lager zouden kunnen gaan uitvallen bij toepassing van een vorm van agrobosbouw.

ook zorgen voor een flinke toename van de biodiversiteit en een herstel van het bodemleven. En ze hebben minder onderhoud nodig en geen kunstmest of bestrijdingsmiddelen. En omdat ze kunnen zorgen voor het langdurig vastleggen van grote hoeveelheden CO₂, een niet onbelangrijke eigenschap nu het ernaar uit begint te zien dat we onze in het Klimaatakkoord van Parijs overeengekomen doelstellingen niet gaan halen.

Een moderne toekomstgerichte en toekomstbestendige agrobosbouw is daarmee om te beginnen een aantrekkelijke optie voor grondeigenaren en boeren als het om hun inkomen (szekerheid) gaat. Het is ook een interessante optie voor ons allemaal: het levert natuur c.q. biodiversiteit op, voedsel en hout, een gezonde bodem en een veel aantrekkelijk(er) landschap, meer recreatiemogelijkheden, et cetera. En het is een interessante optie voor sectoren die, als ze hun CO₂-uitstoot niet (voldoende) kunnen verminderen, op zoek zijn naar compensatiemogelijkheden die in ons eigen land een veelvoud aan bijkomende voordelen kunnen gaan opleveren. Geïnteresseerd? Neem dan contact op: info@agrobosbouw.nl.

René van Druenen is voorzitter van de Coöperatie Agrobosbouw NL. De doelstelling van de coöperatie is het scheppen van samenhang tussen landbouw en natuur door toe te werken naar een veerkrachtig en economisch rendabel voedselsysteem dat dient als drager van biodiversiteit, ecologische functionaliteit, werkgelegenheid en maatschappelijke gebruiks- en belevingswaarden.