

## De effecten van agroforestry op biodiversiteit in Nederland

De resultaten van een korte literatuurstudie naar de verwachte effecten van agroforestry op biodiversiteit en hoe hierop in te spelen in ontwerp en beheer

Januari 2023

Jacco de Stigter  
Evert Prins



© 2023 Louis Bolk Instituut

Biodiversiteit in Nederlandse agroforestrysystemen

Jacco (A.J.) de Stigter, Evert Prins

Publicatienummer

52 pagina's

Deze publicatie is beschikbaar op

[www.louisbolk.nl/publicaties](http://www.louisbolk.nl/publicaties)

Omslagfoto: Jacco de Stigter

[www.louisbolk.nl](http://www.louisbolk.nl)

[info@louisbolk.nl](mailto:info@louisbolk.nl)

T 0343 523 860

Kosterijland 3-5

3981 AJ Bunnik

 @LouisBolk

Louis Bolk Instituut: Onderzoek en advies ter bevordering van  
duurzame landbouw, voeding en gezondheid

# 1 Voorwoord

Om te voldoen aan het Europese klimaatakkoord heeft het Nederlandse Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit in haar Bossenstrategie de ambitie uitgesproken om de Nederlandse bossen vóór 2030 met 19.000 ha uit te breiden, waarvan 7.000 ha door agroforestry kan worden gerealiseerd (Ministerie van Landbouw, 2020). Op basis van gegevens uit de werkgroep Bos, Bomen en Natuur onder het Klimaatakkoord heeft het PBL bij de doorrekening van het Klimaatakkoord een doelstelling van 25.000 ha agroforestry en 1.000 ha voedselbos in 2030 als vertrekpunt genomen.

Op verzoek van het Ministerie van LNV werd door onder andere het Louis Bolk Instituut een advies uitgebracht om deze schaa sprong van agroforestry te realiseren. Als vervolg op dit Masterplan Agroforestry zijn tal van projecten geïnitieerd om deze doelstelling verder vorm te geven. Een vraag die bij de uitvoering van verschillende projecten herhaaldelijk terugkomt is welke invloed agroforestry heeft op biodiversiteit in Nederland.

Dat agroforestry een positief effect kan hebben is duidelijk, maar hoe groot is dat effect, en aan welke knoppen kan gedraaid worden om die effecten te vergroten? Deze vragen zijn relevant voor zowel beleidsmakers als agrarisch ondernemers die de biodiversiteit op hun bedrijf middels agroforestry willen verhogen. Ook kan deze informatie mogelijk bijdragen aan het proces om financiële vergoedingen voor agrarisch ondernemers te ontwikkelen.

In dit kader is een literatuurstudie uitgevoerd waarin gekeken is naar het verwachte effect van rijenteeltsystemen, silvopastorale systemen en heggen op functionele agrobiodiversiteit, landschappelijke diversiteit en specifieke soorten. Daarnaast is gepoogd een eerste aanzet te doen om deze theoretische kennis om te zetten naar praktische aanbevelingen voor agrariërs.

# Inhoudsopgave

<b>Voorwoord</b>	<b>3</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>5</b>
<b>1. Introductie</b>	<b>7</b>
1.1 Wat is biodiversiteit?	7
1.2 Biodiversiteit in relatie tot landbouw	7
1.3 Biodiversiteit en agroforestry	8
<b>2. Methode</b>	<b>11</b>
<b>3. Biodiversiteit in agroforestrysystemen</b>	<b>13</b>
3.1 Rijenteeltsystemen	13
3.2 Silvopastorale systemen	17
3.3 Heggen	19
3.4 Bloemstroken en kruidenrijke ondergroei	23
<b>4. Ontwerpoverwegingen om biodiversiteit te stimuleren</b>	<b>25</b>
4.1 Gewenste biodiversiteit	25
4.2 Soortenkeuze en ruimtelijk ontwerp	26
4.3 Effecten van beheer op biodiversiteit	30
4.4 Overzicht van knoppen om aan te draaien	33
<b>5. Discussie en aanbevelingen</b>	<b>36</b>
5.1 De discussie omtrent biodiversiteit en agroforestry	36
5.2 Aanbevelingen voor toekomstig onderzoek	37
<b>6. Conclusie</b>	<b>39</b>
<b>7. Referenties</b>	<b>41</b>
<b>Bijlagen</b>	<b>47</b>
Bijlage 1 Vlindersoorten in Britse heggen	47
Bijlage 2 Selectie inheemse voedselplanten voor bestuivers	48
Bijlage 3 Ecoprofielen wilde bijen en zweefvliegen	51
Bijlage 4. 'Ecoprofiel' weidevogels	52

## Samenvatting

Een stapeling van maatschappelijke opgaven vraagt om een economisch en ecologisch robuust landbouwsysteem, waarbij de levering van ecosysteemdiensten in balans is. Een van de ecosysteemdiensten die de landbouw levert en tegelijk in zekere mate van afhankelijk is, is het behoud van biodiversiteit. De biodiversiteit staat echter onder druk door onder andere grootschalige versnippering van groene elementen en steeds minder bloeiende gewassen. Het integreren van functionele houtige elementen in de landbouw (agroforestry) kan een bijdrage leveren aan het behoud en versterken van biodiversiteit. De verwachte effecten lopen sterk uiteen en zijn onder meer afhankelijk van de verschillende vormen van agroforestry. In een poging om vat te krijgen op deze effecten, zijn de effecten die in deze literatuurstudie zijn gevonden onderverdeeld in de vier pijlers van biodiversiteit: functionele agrobiodiversiteit, landschappelijke diversiteit, specifieke soorten en brongebieden en verbindingszones.

In *rijenteeltsystemen* werd overwegend meer functionele agrobiodiversiteit gevonden dan in open akkerbouw. Zo werd een hogere dichtheid en diversiteit aan natuurlijke vijanden (o.a. kevers, zweefvliegen) gevonden, een effect dat afnam met de afstand tot de bomenrij. Rijenteeltsystemen bevatten ook een hogere diversiteit aan bestuivers, een effect dat toenam met de leeftijd van het systeem. Ook voor afvaleters, bacteriën en schimmels werd een hogere dichtheid en diversiteit gevonden in rijenteeltsystemen, vergeleken met open akkers. Naast dat er meer nuttige soorten voor kunnen komen, kan ook de druk van sommige plagen (o.a. slakken) juist hoger worden. Vogels werden relatief weinig onderzocht.

In *silvopastorale systemen* werden zowel typische bos- als graslandsoorten van kevers, sprinkhanen, vleermuizen en vogels gevonden. De dichtheid en diversiteit van kevers en sprinkhanen in silvopastorale systemen was niet consistent hoger dan in grasland, maar wel dan in bos. Het viel op dat sommige vogelsoorten (o.a. de nachtzwaluw) enkel voorkwamen in het silvopastorale systeem en niet in naastgelegen grasland of bos. Er bleek weinig onderzoek naar functionele agrobiodiversiteit beschikbaar.

Het meeste onderzoek blijkt tot nu toe gedaan te zijn in heggen, waar vaak hogere dichtheden aan natuurlijke vijanden en specifieke soorten werden gevonden in percelen met heggen in vergelijking met percelen zonder heggen. Dichte heggen kunnen de beweging van zowel schadelijke als nuttige insecten tussen velden belemmeren. Hoewel vlinders niet beperkt zijn tot heggen, werden er wel veel vlinders op en rondom heggen gevonden. De structuur van de heg beïnvloedt in grote mate welke vogelsoorten er in de heg voorkomen.

In het ontwerp en beheer van agroforestrysystemen kunnen keuzes gemaakt worden die invloed hebben op de biodiversiteit. De dichtheid en rijkdom aan soorten neemt vaak toe met de leeftijd van een agroforestrysysteem. Hoewel leeftijd niet versneld kan worden, kunnen oude systemen

wel beschermd worden. Er kan in het ontwerp gestuurd worden op maximale botanische en structurele diversiteit en een optimale ruimtelijke indeling en ligging in het landschap. Zo blijkt de lineaire structuur van heggen en bomenrijen bijvoorbeeld vleermuizen aan te trekken. Het inzaaien en onderhouden van een kruidenrijke strook onder de bomenrijen en heggen kan mogelijk een groter positief effect op de functionele biodiversiteit hebben dan het integreren van houtige elementen op zichzelf. Een minder intensief maai- en snoei-beheer, waarbij kruiden en struiken de kans krijgen om te bloeien, zal met name een positief effect hebben op vlinders en andere bestuivers. Deze en andere knoppen om aan te draaien in ontwerp en beheer zijn samengevoegd in een overzicht wat hulp biedt in de complexiteit van het effect van agroforestry op biodiversiteit.

Hoewel de positieve effecten van agroforestry op biodiversiteit niet zonder meer aangenomen mogen worden, mag tegelijk het potentieel van agroforestry niet onderschat worden. Het is belangrijk om te werken met duidelijke definities van biodiversiteit en agroforestry en helder te hebben welke vorm van biodiversiteit in een systeem gewenst is. Om de effecten van agroforestry op biodiversiteit te kwantificeren is meer onderzoek nodig naar bijvoorbeeld ondergrondse biodiversiteit en is onderzoek nodig met uniforme meetmethodes.

# 1. Introductie

De huidige maatschappelijke ontwikkelingen roepen om een herontwerp van het agrarisch bedrijf, gebaseerd op het adaptatiemodel, waarbij systeemweerbaarheid op lange termijn versterkt wordt. Dit in tegenstelling tot het controlemodel, wat omschreven kan worden als probleemgerichte aanpak op korte termijn (Erisman et al, 2014). De intentie van natuurinclusieve landbouw is dat "door de productie op een optimaal in plaats van maximaal niveau te brengen en door biodiversiteit en natuurontwikkeling te integreren" het bedrijf aan natuurlijke draagkracht wint en lange-termijnrisico's verminderen (Erisman et al., 2014, p. 57).

## 1.1 Wat is biodiversiteit?

Biodiversiteit is de rijkdom van het leven op aarde. Het begrip biodiversiteit omvat de hoeveelheid van individuen (dichtheid), het aantal soorten (soortenrijkdom), de evenwichtigheid van verdeling van de aanwezige soorten (diversiteit, aantallen per soort), en de soortensamenstelling (overlappende en unieke soorten). Biodiversiteit in landbouwgebieden, ook wel 'agrobiodiversiteit' genoemd, kan onderverdeeld worden in productieve soorten (gewassen, bomen en dieren door boer gekozen), ondersteunende soorten (organismen die aan productiviteit bijdragen door bestuiving, biologische controle, afbraak OM etc.) en destructieve soorten (onkruiden, plagen, pathogenen die door boeren beheerd en onderdrukt worden) (Swift & Anderson, 1993). Er is ook biodiversiteit die wel baat heeft bij de landbouw maar daar niet direct invloed op uitoefent, dit kan geassocieerde biodiversiteit genoemd worden.

## 1.2 Biodiversiteit in relatie tot landbouw

Mensen ontleen voordelen aan ecosystemen en de interacties tussen componenten binnen ecosystemen (Erisman et al., 2014). Er kunnen vier soorten diensten onderscheiden worden, namelijk producerende, regulerende, ondersteunende en culturele diensten. Een van de ondersteunende ecosystemediensten is het behouden van biologische omstandigheden door biodiversiteit te onderhouden en plagen en ziekten onder controle te houden, zodat het ecosysteem in balans blijft. Biodiversiteit op het niveau van soorten, genen en ecosystemen is cruciaal voor het goed functioneren van ecosystemediensten (Altieri, 1999). Agrobiodiversiteit levert functies die vaak onbewust benut en als vanzelfsprekend beschouwd worden, zoals de afbraak van organisch materiaal in de bodem waardoor belangrijke nutriënten vrijkomen voor gewassen.

De biodiversiteit in landbouwgebieden is echter sterk achteruitgegaan (Foley et al., 2005). Daar zijn meerdere oorzaken voor die onderling samenhangen en elkaar kunnen versterken. Een van de oorzaken van de achteruitgang van biodiversiteit is de toename in het gebruik van chemische middelen als kunstmest en bestrijdingsmiddelen. Uitspoelend nitraat zorgt voor eutrofiëring van oppervlaktewater, wat overmatige algengroei en daardoor zuurstofloosheid en verstikking van

andere waterorganismen tot gevolg heeft. Op vergelijkbare manier zorgt ammoniak wat neerslaat in natuurlijk habitat voor overmatige groei van bijvoorbeeld brandnetels en bramen, waardoor de diverse kruidlaag verstikt wordt en veel plantensoorten, inclusief de insecten die ervan leven, verdwijnen (Erisman et al., 2021). Insecticiden en fungiciden hebben het ongewenste neveneffect dat niet alleen de plaag onderdrukt wordt, maar ook veel andere organismen, waaronder de natuurlijke vijanden van die plaag, direct (door het gif) of indirect (door het eten van vergiftigde plaaginsecten) verdwijnen (Geiger et al., 2010).

Ook de verandering van het klimaat (meer droogtes en zachte winters) zorgt voor een verstoring in de soortensamenstelling van ecosystemen. Inheemse soorten verdwijnen door de introductie van invasieve exoten zoals Japanse duizendknoop en Amerikaanse vogelkers. Misschien wel de grootste oorzaak van de achteruitgang in biodiversiteit is de versnippering en het grootschalig verlies van semi-natuurlijk habitat zoals akkerranden, heggen en bomenrijen, ook wel landschapselementen genoemd (Fahrig, 2003; Tschardt et al., 2005). Landschapselementen vormen een nestplaats, overwinteringsplek en schuilplaats in het intensief gebruikte en geregeld verstoorde agrarische landschap (Rijsdijk, 2022). Met het verdwijnen van deze elementen verdwijnen ook de soorten die hierin leven (Smits & van Alebeek, 2007).

Het is belangrijk biodiversiteit te waarborgen, want over het algemeen geldt dat “een grotere diversiteit aan functionele groepen leidt tot een grotere stabiliteit en grotere weerstand tegen verstoringen en indringers” (Smits & van Alebeek, 2007, p. 57). Met name in soortenarme ecosystemen zijn de gevolgen van het verdwijnen van een soort groot, omdat de niche die de soort bekleedde mogelijk niet ingenomen wordt door een andere soort. Met betrekking tot functionele agrobiodiversiteit is het risicovol om afhankelijk te zijn van een beperkt aantal soorten die belangrijke functies vervullen, zoals bestuiving en natuurlijke plaagbestrijding. Om risico's te spreiden is het dus zaak om de biodiversiteit die nog rest te behouden en te versterken, zodat het uitsterven van een paar soorten weinig invloed heeft op de functie die door deze soorten uitgeoefend werd, doordat de niche door de resterende soorten ingenomen wordt. Het is nodig te weten hoe we biodiversiteit in het agrarisch landschap kunnen ondersteunen.

### **1.3 Biodiversiteit en agroforestry**

De mate van biodiversiteit in agro-ecosystemen hangt onder andere af van de permanentie van verschillende gewassen binnen het agro-ecosysteem, de diversiteit in vegetatie binnen en rondom het agro-ecosysteem en de intensiteit van beheer (Southwood & Way, 1970). Bomen en struiken zijn permanente houtige elementen die structurele diversiteit brengen in een overwegend open agrarisch landschap. Ze bieden een stabiel microklimaat, bodemnutriënten en voedsel, nest- en schuilgelegenheid voor vogels, zoogdieren, insecten, regenwormen en andere organismen (Bianchi, 2003; Manning et al., 2006). Daarom kunnen bomen 'hoeksteenstructuren' genoemd worden, want hun bijdrage aan ecosystemendiensten is veel groter dan verwacht op



basis van het kleine oppervlakte dat ze beslaan (Manning et al., 2006). Zodra bomen gecombineerd worden in een rij of strook kunnen ze als verbindingsweg voor insecten, vogels, dieren en mossen fungeren (Evenepoel, 2008). Het functioneel integreren van bomen en struiken in en rondom landbouwpercelen om de ecologische en economische stabiliteit van een landbouwbedrijf te verbeteren, wordt *agroforestry* genoemd (Luske et al., 2020; Prins et al., 2021).

In Nederland kunnen grofweg de volgende vier agroforestrysystemen onderscheiden worden (Figuur 1):

1. Rijenteeltsystemen: rijen bomen en/of struiken in combinatie met reguliere akkerbouwgewassen tussen de boomstroken.
2. Silvopastorale systemen: rijen of verspreid staande bomen en/of struiken in combinatie met grasland en grazend vee in de vorm van boomgaardbegrazing, boomweides en voederbomen.
3. Beplante uitlopen: rijen of verspreid staande bomen en/of struiken in de uitloop van pluimvee (of varkens).
4. Voedselbossen: complexe systemen met hoge dichtheid en diversiteit aan vruchtdragende bomen, struiken en eetbare kruiden.



Figuur 1. Schematische weergave van voorbeelden van agroforestry systemen. (Bron: (Prins et al., 2021, p. 7))

Agroforestry heeft de potentie landschappelijke diversiteit te bevorderen en de biodiversiteit te ondersteunen door leefgebieden te vormen en te verbinden (Jose, 2012). Het is echter de vraag of agroforestry daadwerkelijk de algehele biodiversiteit kan verhogen, ten tweede welke factoren daar dan bepalend in zijn en tenslotte of deze biodiversiteit gewenst is. Zo bieden bomen uitkijkposten aan roofvogels, wat nuttig kan zijn in een grasland met muizenoverlast, maar ongewenst in een kerngebied voor weidevogels (Eekeren et al., 2022). Het doel van dit literatuuronderzoek was om inzicht te verkrijgen in het effect van verschillende agroforestrysystemen op de biodiversiteit en deze inzichten te verwerken in praktisch toepasbare aanbevelingen voor de praktijk.

In dit rapport ligt de focus op de Nederlandse context en worden voedselbossen en beplante kippenuitlopen buiten beschouwing gelaten. Achtereenvolgens komen rijenteeltsystemen, silvopastorale systemen, heggen en kruidenrijke stroken aan bod, gevolgd door ontwerpoverwegingen, discussie en conclusies.

## 2 Methode

Om relevante studies te vinden werden de volgende zoektermen gebruikt: '(agroforestry OR silvopasture OR "alley cropping" OR silvoarable OR hedge\*) AND (biodiversity)'

Alley cropping en silvoarable zijn Engelse termen voor wat wij rijenteeltsystemen noemen, hedge en hedgerow zijn termen die we in Nederland kunnen vertalen met heg, haag, singel of houtwal. In dit rapport is de term heg gebruikt, tenzij duidelijk was dat het om een houtwal of singel ging. De resultaten werden gefilterd op Europa en de gematigde klimaatzone, waarbij de volgende landen als vergelijkbaar met Nederland beschouwd zijn: België, Verenigd Koninkrijk, Duitsland en Frankrijk. Daarnaast zijn enkele relevante studies uit Scandinavië en Noord-Amerika beschreven.

De gevonden studies zijn ingedeeld per type agroforestry en vervolgens ingedeeld naar de vier pijlers van biodiversiteit (Figuur 2) (Erisman et al., 2014):

- *Functionele agrobiodiversiteit*: de kringloop op het bedrijf als basis voor ecosysteemdiensten als koolstofvastlegging etc.
- *Landschappelijke biodiversiteit op het bedrijf*: invloed van fysieke omgeving (structuren zoals heggen, bomenrijen etc.) als ondersteuning voor functionele biodiversiteit en ter bevordering van natuurlijke biodiversiteit
- *Specifieke soorten*: beheren (bijv. maaien) voor het behoud van specifieke soorten
- *Brongebieden en verbindingzones*: afstemming in gebied (EHS, beheer, uitwisseling gebieden, regionale biodiversiteit) (Erisman et al., 2014, p. 6)



Figuur 2. Visueel kader met vier pijlers van biodiversiteit met functionele biodiversiteit als vertrekpunt. Bron: (Erisman et al., 2016, p. 6)

Gaandeweg bleek er veel onderlinge samenhang te bestaan tussen de typen agroforestry en de vier pijlers van biodiversiteit. De resultaten van dergelijke studies komen in dit rapport bij verschillende onderwerpen aan bod.

### **3 Biodiversiteit in agroforestrysystemen**

In dit hoofdstuk worden de uitkomsten van het literatuuronderzoek besproken van rijenteeltsystemen, silvopastorale systemen, van heggen en van kruidenrijke stroken.

#### ***Algemene resultaten***

Uiteindelijk zijn 67 studies relevant gebleken om de hoofdvraag te beantwoorden, waarvan 15 meta-analyses. Van de 67 studies werden er 18 in het Verenigd Koninkrijk en 8 in Nederland uitgevoerd. Maar liefst 12 van de 67 studies werden in 2022 gepubliceerd, wat een indicatie geeft dat er op dit moment veel onderzoek plaatsvindt en er mogelijk in de nabije toekomst nog meer resultaten gepubliceerd gaan worden. Verreweg de meeste van de gevonden studies (30) onderzochten het effect van heggen, gevolgd door rijenteelt (17) en silvopastorale systemen (12). Van alle taxa werden in de gevonden literatuur insecten het meest onderzocht (41 keer), daarna vogels (17 keer) en vleermuizen (10 keer). Slechts twee studies werden gevonden die het effect op de ondergrondse biodiversiteit onderzochten. Verreweg de meeste studies rapporteerden overwegend positieve effecten van agroforestry op de biodiversiteit.

In vergelijking met conventionele landbouw is er in Europese agroforestrysystemen meestal een positief effect op de biodiversiteit gevonden (Torralba et al., 2016). Er werd zelfs een aantal keer meer biodiversiteit in agroforestrysystemen gevonden dan in naastgelegen bosschages, vooral als het ging om vogels en sprinkhanen (Rösch et al., 2019). Hoewel de soortenrijkdom van solitaire bijen tien keer hoger was in agroforestry dan in monocultuur, werd geen effect op soortenrijkdom bij andere bestuivers gevonden (Varah et al., 2020). De invloed van agroforestry op solitaire bijen lijkt vooral op lokale schaal groot te zijn, mogelijk door hun beperkte vliegafstand. Hoewel veel studies meer natuurlijke vijanden vonden in agroforestrysystemen, werd zelden de directe impact van natuurlijke vijanden op plagen gerapporteerd (Staton et al., 2021b). Het integreren van een extensief beheerde kruidenstrook is mogelijk een van de meest bepalende factoren voor insectendiversiteit in agroforestrysystemen (Staton et al., 2021a). Er bleek geen één type systeem goed voor alle taxa, dus diversiteit in systemen kan ook helpen om zoveel mogelijk biodiversiteit te ondersteunen (Graham et al., 2018).

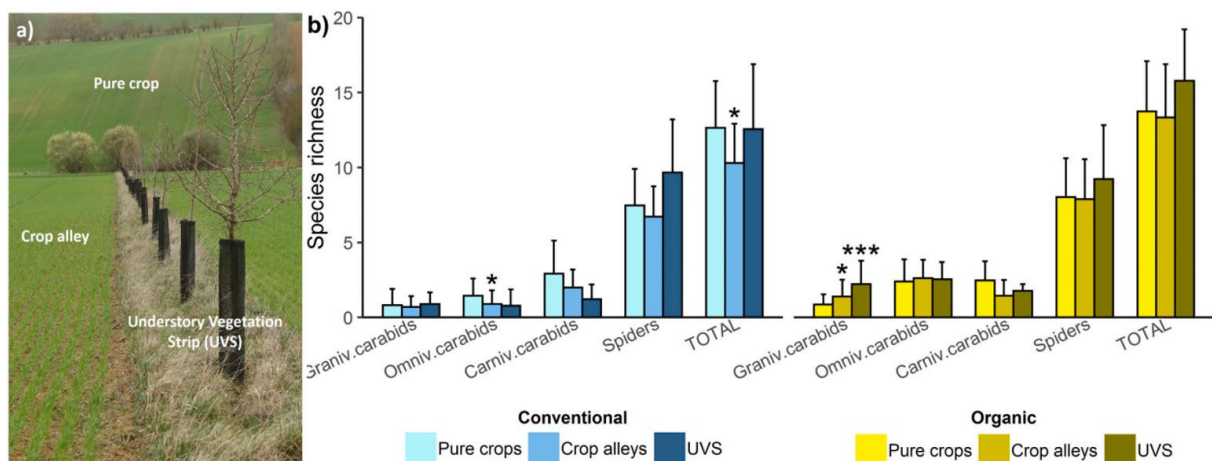
#### **3.1 Rijenteeltsystemen**

##### **3.1.1 Functionele agrobiodiversiteit**

De functionele agrobiodiversiteit is in deze sectie opgedeeld in natuurlijke plaagcontrole, bestuiving en nutriëntencyclus.

## Natuurlijke plaagcontrole

Rijenteeltsystemen kunnen de diversiteit en dichtheid van natuurlijke vijanden verhogen op akkerbouwbedrijven door verminderde habitatverstoring en toegenomen habitatcomplexiteit in het rijenteeltsysteem (Burgess, 1999; Staton et al., 2021b). In België werd een kleine toename van de diversiteit aan loopkevers waargenomen in de gewaszone dicht bij de bomenrijen, maar voor kortschildkevers leidde de aanwezigheid van bomen niet consequent tot een hogere dichtheid (Pardon et al., 2019). Uit het onderzoek van Staton et al. (2021b) bleek de algemene taxonomische rijkdom en diversiteit van ongewervelden hoger te zijn in de rijenteeltsystemen dan in de akkerbouwcontrolelevelden. Ook de functionele diversiteit van natuurlijke vijanden bleek significant hoger te zijn in rijenteelt ten opzichte van de akkerbouw controlelevelden, wat wijst op een verbeterd niveau van natuurlijke plaagcontrole (Staton et al., 2021b). Boinot et al. (2020) vonden echter een grotere soortenrijkdom van loopkevers in open akkerland dan in een rijenteeltsysteem in Frankrijk, ongeacht of het perceel biologisch of gangbaar beheerd werd. De soortenrijkdom van spinnen en andere kevers bleek in rijenteeltsystemen lager dan in monocultuur als het niet biologisch beheerd werd (Figuur 3). Hoewel er van acht belangrijke plaagtaxa drie significant werden onderdrukt in het rijenteeltsysteem (glanskevers, bloemvliegen en graanhalswespen), waren er twee (slakken en onkruiden) talrijker in vergelijking met de akkerbouwcontrolelevelden (Staton et al., 2021b). Naast slakken zouden er in rijenteeltsystemen ook een hogere dichtheid trips kunnen voorkomen (Burgess, 1999). Eenjarige, verstoringstolerante onkruiden en gespecialiseerde, zeer mobiele plagen zullen naar verwachting worden onderdrukt in rijenteeltsystemen, in tegenstelling tot meerjarige onkruiden en generalistische, weinig beweeglijke plagen (Staton et al., 2021b).



Figuur 3. a) Rijenteeltsysteem en monocultuurcontrole in Frankrijk. b) Soortenrijkdom van verschillende typen loopkevers (carabids) en spinnen in een gangbaar (blauw) en biologisch (geel) beheerde monocultuur, gewasstrook en kruidenstrook. Bron: (Boinot et al., 2020, p. 3-6).

## **Bestuiving**

Bij een onderzoek in Engeland werd de potentiële bijdrage van bijen en zweefvliegen aan bestuiving gekwantificeerd door de diversiteit aan soorten en hun functionele kenmerken te beoordelen (Staton, Walters, et al., 2022). De soortenrijkdom en diversiteit van wilde bijen bleek significant hoger te zijn in een rijenteelt met appelbomen dan in nabijgelegen akkers in Engeland. Ook de rijkdom en spreiding van functionele soorten waren hoger in rijenteelt dan in controleakkers, waarbij de soorten die uitsluitend in rijenteelssystemen voorkwamen voldoende talrijk waren om meetbaar bij te dragen aan bestuiving. Nationaal zeldzamere bijensoorten droegen ook substantieel bij aan de functionele biodiversiteit, maar niet consequent aan de functionele spreiding. Dit suggereert dat zij weliswaar een unieke functionele rol vervullen, maar dat hun bijdrage aan bestuiving beperkt blijft door lage hoeveelheden. Het bleek dat de bijen in het rijenteelstelsel soorten zijn met kortere vleugels, langere tongen en een langere vliegperiode in vergelijking met bijen in de open akkerbouw. De gevonden effecten kunnen gedeeltelijk worden toegeschreven aan een grotere dichtheid en diversiteit van bloemen in de bijbehorende ondergroei. De effecten namen bovendien toe met de leeftijd van de bomen en de nabijheid tot de bomenrij (Staton, Walters, et al., 2022). Het bestuivingsniveau van de appels was significant hoger in de Bramley appels uit de rijenteelt vergeleken met conventionele boomgaarden, maar er was geen significant verschil na verrekening van het gebruik van bestrijdingsmiddelen (Staton, Breeze, et al., 2022). Er werden geen significante effecten gevonden voor zweefvliegen. Door de meer mobiele en gevarieerde voedingsbehoeften van zweefvliegen wordt de reactie van zweefvliegen wellicht alleen duidelijk op grotere ruimtelijke schaal (Staton, Walters, et al., 2022).

## **Nutriëntencyclus**

Afval-etende geleedpotigen zoals regenwormen, pissebedden en miljoenpoten zijn belangrijk vanwege hun rol in de afbraak van organisch materiaal en de daaruit volgende bijdrage aan de nutriëntencyclus. In Frankrijk werd een significant hogere dichtheid, totale biomassa en soortenrijkdom van regenwormen gevonden in bomenrijen dan in controlevelden (Cardinael et al., 2018). Het ontbreken van verstoring, eerder dan het toegenomen organisch stofgehalte in de bomenrij, lijkt hiervoor de hoofdoorzaak te zijn. Er was geen significant verschil tussen de gewasstrook tussen de bomen en de controlevelden. Het viel op dat het gewicht van individuele regenwormen lager was in de bomenrij dan in gewasstroken en controlevelden (Cardinael et al., 2018). In België werden sterk gestegen waarden van activiteit en diversiteit van pissebedden en miljoenpoten gevonden in rijenteelssystemen (Pardon, 2018). De dichtheid en diversiteit van pissebedden en duizendpoten was hoger in bomenrij dan in open akkerbouwzone. In de gewasstrook werden dichtbij de bomenrij meer afvaleters waargenomen (Pardon et al., 2019).

Over het algemeen lijken gematigde rijenteelssystemen de dichtheid, diversiteit en functies van micro-bodemorganismen te doen toenemen in vergelijking met monoculturen op akkerland

(Beule et al., 2022). Dit zal naar verwachting bijdragen aan een verhoogde biologische bodemvruchtbaarheid in deze systemen en daarmee ook de gezondheid en productiviteit van planten (de Boer, 2017). De positieve effecten van bomen op de microbiële biomassa kunnen zich uitbreiden naar de aangrenzende gewasrijen, al nam de dichtheid van bacteriën geleidelijk af met de afstand tot de bomenrijen (Beule et al., 2022). In een systeem met elzenbomen en maïs bijvoorbeeld, herbergde de bomenrij meer actieve bacteriën dan de gewasstrook en de akkermonocultuur. In drie op populieren gebaseerde rijenteeltsystemen werden zes van de negen groepen bacteriën door de bomenrijen bevorderd, terwijl drie groepen onaangetast bleven. Hoewel soortenrijkdom niet veel veranderde, bleken bomenrijen de soortensamenstelling van bodembacteriën wel te veranderen (Beule et al., 2022).

Ook bodemschimmelpopulaties kunnen profiteren van rijenteeltsystemen, schimmels lijken zelfs meer van rijenteelt te profiteren dan bacteriën. Er werd een grotere actieve biomassa van schimmels gevonden in de bomenrij vergeleken met de gewasstrook en een nabijgelegen akkermonocultuur (Beule et al., 2022). De dichtheid van de schimmels neemt af naarmate de afstand tot de bomen toeneemt. Sommigen vonden een toename van mycorrhiza (functionele schimmels die een symbiose aan kunnen gaan met planten) in de gewasstroken van een rijenteelt in vergelijking met monocultuur, terwijl anderen een afname of geen effect vonden. Boomrijen bepalen sterk de bodemschimmelgemeenschappen en de effecten strekken zich gedeeltelijk uit tot in de gewasrijen. In het algemeen werd een tendens gezien van verhoogde potentiële enzymactiviteit in de bomenrijen van rijenteeltsystemen vergeleken met de aangrenzende gewasrijen (Beule et al., 2022).

Over het geheel genomen verhogen bomenrijen in gematigde rijenteeltsystemen de activiteit en de functionele diversiteit van bodemmicro-organismen in vergelijking met gewasstroken en akkermonocultuursystemen (Beule et al., 2022). Het viel overigens op dat er een grote verscheidenheid is van methodologische benaderingen en onderzoeksopzetten om ondergrondse biodiversiteit te onderzoeken (Beule et al., 2022).

### **3.1.2 Landschappelijke biodiversiteit en specifieke soorten**

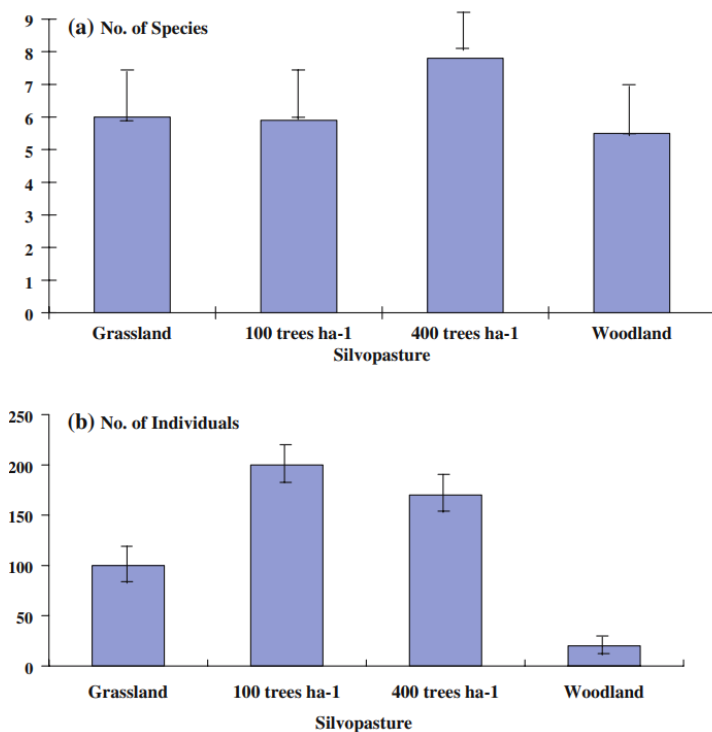
Terwijl er verscheidene studies gevonden zijn die functionele agrobiodiversiteit in rijenteeltsystemen onderzochten, werd er slechts één gevonden die ingedeeld kon worden op specifieke soorten. In deze studie in Quebec, Canada werden meer vogelsoorten in een rijenteeltsysteem gevonden dan in braakliggend veld, gangbare monocultuur, wilgenplantage of volwassen bosschage (Gibbs et al., 2016). Het aantal soorten vogels in het rijenteeltsysteem was van 17 soorten in 1995 toegenomen tot 32 in 2014.



## 3.2 Silvopastorale systemen

### 3.2.1 Functionele agrobiodiversiteit

In tegenstelling tot eenjarige gewassen hebben grassen weinig last van ziekten en plagen. Bovendien hoeven grassen niet bestoven te worden. Er werd dan ook slechts een enkele studie werd gevonden die het effect van silvopastorale systemen op functionele insecten onderzocht. Mcadam et al. (2007) vonden dat spinnen zich sneller in een silvopastoraal systeem vestigden dan loopkevers. Er werd wel een hogere dichtheid en diversiteit van (roof)kevers in het silvopastorale systeem gevonden dan in grasland of bos. De hoogste dichtheid kevers werd gevonden bij 100 bomen/ha, en de hoogste diversiteit bij 400 bomen/ha (Figuur 3). Er werden in het silvopastorale systeem zowel typische bos- als graslandkeversoorten gevonden (Mcadam et al., 2007).



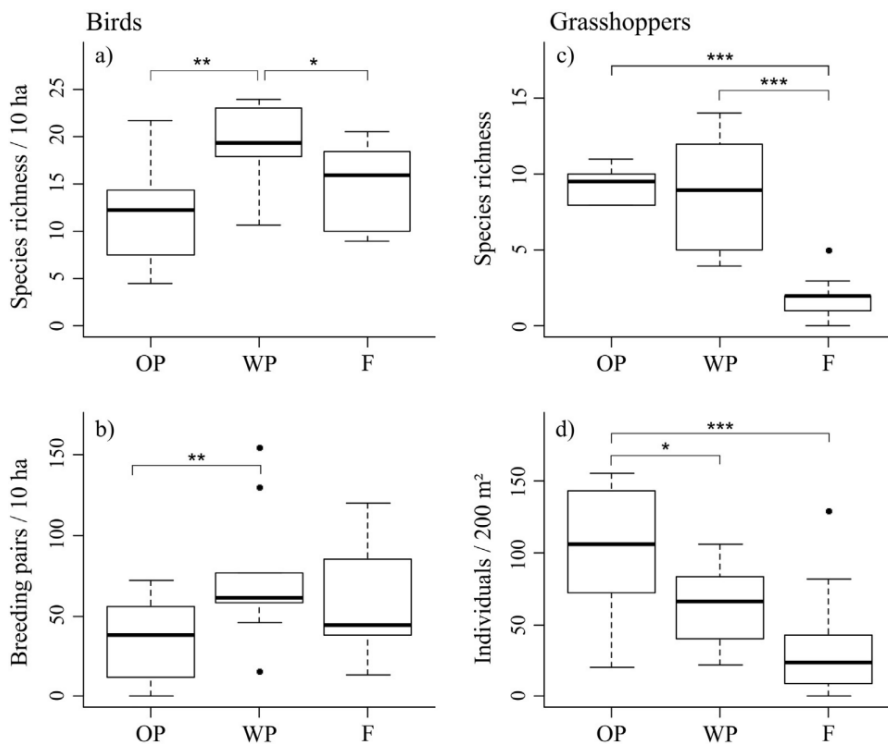
Figuur 3. Het effect van landgebruik (grasland, silvopasture met 100 bomen/ha, silvopasture met 400 bomen/ha en bos) op (a) soortenrijkdom loopkevers en (b) dichtheid loopkevers in Noord-Ierland (Mcadam et al., 2007, p. 85).

Mogelijk kunnen bomen de samenstelling van weidegrassen in de buurt van de boom negatief beïnvloeden door concurrentie om licht, water en nutriënten, in combinatie met plaatselijke bodemverdichting en kale ligplekken door het vee. Zo werd bijvoorbeeld onder bomen in het Verenigd Koninkrijk minder raaigras en meer beemdgras en witbol gevonden dan in open grasland (Burgess, 1999).

### 3.2.2 Landschappelijke biodiversiteit en specifieke soorten

Traditionele silvopastorale systemen zoals de Duitse hoogstamboomgaarden (*Streuobst*) bieden habitat aan veel planten- en diersoorten, zoals bijvoorbeeld de bedreigde vogelsoorten grauwe klauwier, draaihals en hop en zoogdieren zoals egels, eekhoorns en vleermuizen en aan reptielen als hazelwormen en padden (Herzog, 1998; Winkler, 2020). De biomassa van ongewervelden zoals insecten, spinachtigen en duizendpotigen kan in *Streuobst* 2 tot 7 keer hoger zijn dan in een bos (Herzog, 1998).

Ook nieuwe silvopastorale systemen kunnen een positief effect op biodiversiteit hebben. Bijvoorbeeld in het Verenigd Koninkrijk, waar een hogere diversiteit aan ongewervelden en vogels werd gevonden (Burgess, 1999; Rösch et al., 2019). In het boomweidesysteem werden zowel bos- als weidevogels gevonden, waardoor de soortenrijkdom in boomweides (19 soorten) hoger was dan in bos (15 soorten) en open weiland (12 soorten) (Figuur 4). Het viel op dat de Boompieper en de zeldzame Nachtzwaluw wel in boomweides werden waargenomen, maar niet in naastgelegen open weiland of bos. Ook de Boomleeuwerik werd voornamelijk in boomweides gevonden. De Zwarte kraai, die in Nederland vanwege zijn schadelijkheid bejaagd wordt, kwam in de lente het meest voor in boomweides. In de herfst en winter werd de Kramsvogel juist het meest gezien. Kramsvogels gebruikten bosschages om te overnachten en boomweides om te foerageren. Er waren verschillen tussen regio's; in Schotland vonden ze meer vogelsoorten in bosschages dan op agrarische plots of boomweides, terwijl er in Noord-Ierland juist meer vogelsoorten in de boomweide waren. Alleen in vergelijking met open grasland werden er in boomweiden meer broedparen gevonden (Rösch et al., 2019).



Figuur 4. Reactie van a) vogelsoortenrijkdom, b) broedparen per 10ha, c) sprinkhanensoortenrijkdom en d) sprinkhanendichtheid per 200m<sup>2</sup> op habitat type (OP: open grasland, WP: boomweide, F: bos), met significantieniveaus: \*P < 0.05, \*\*P < 0.01, \*\*\*P < 0.001. Overgenomen uit (Rösch et al., 2019, p. 497).

Vergeleken met open grasland werden er in boomweides significant minder individuen, maar net zoveel soorten sprinkhanen gevonden (Rösch et al., 2019). Vergeleken met naastgelegen bos werd in boomweides een veel grotere soortenrijkdom aan sprinkhanen gevonden (Figuur 4). De meest voorkomende sprinkhaansoorten in boomweides waren de boskrekel en blauwvleugelsprinkhaan (Rode lijstsoort), maar ook andere Rode-lijstsoorten zoals de Europese bidsprinkhaan en de ratelaar (Rösch et al., 2019). Bij een ander onderzoek bleken er in boomweides meer vleermuizen voor te komen dan in bossen (Wood et al., 2017).

### 3.3 Heggen

#### 3.3.1 Functionele agrobiodiversiteit

Heggen in agrarisch landschap kunnen positieve invloed hebben op spinnen, lieveheersbeestjes, zweefvliegen, loopkevers, kortschildkevers en parasitoïde insecten, met name bij biologische bedrijfsvoering (Holland et al., 2016). Heggen worden door natuurlijke vijanden van plaaginsecten gebruikt voor winterslaap en zomerslaap en als alternatieve voedselbron (van Vooren et al., 2017). In de studie van Van Vooren et al. werden meer soorten natuurlijke vijanden (spinnen, kevers, duizendpoten) gevonden in heggen en op percelen met heggen, maar niet meer individuen. Toch kan dit leiden tot betere plaagcontrole, omdat een grotere diversiteit de functionele complementariteit kan vergroten (van Vooren et al., 2017). Dichte heggen kunnen de beweging

van zowel schadelijke als nuttige insecten tussen velden belemmeren (Fry & Main, 1993; Holland et al., 2016). Zo werden waarschijnlijk door de fysieke barrière die heggen vormen en de stimulering van natuurlijke vijanden, minder rupsen van Klein koolwitje en Koolmot en minder Melige kooluis op spruitkool gevonden in landschappen met meer heggen (Den Belder et al., 2007). Er werden overigens meer koolmotrupsen gevonden als er meer vrijstaande bomen in de omgeving stonden. Den Belder et al. (2002) vonden in Zuid-Nederland significant minder ui-trips in preivelden als er een groter oppervlak met bosjes in de buurt was, waarschijnlijk doordat bosjes een barrière vormen en kolonisatie belemmeren. In Zwitserland werd een lagere zwarte luizendruk gevonden in kersenbomen die dichtbij een heg of bos stonden vergeleken met kersenbomen in open gebied (Stutz & Entling, 2011).

Natuurlijke vijanden in zowel bloemstroken als struikgewas hebben vaak geen voorkeur voor boomkroonhabitat, vonden Kranz et al. (2019) in Illinois (VS). De onderzoekers probeerden de natuurlijke plaagcontrole in een appelboomgaard te verbeteren door een productieve struiklaag toe te voegen. Ze evalueerden de effecten van drie struikbehandelingen (frambozen, hazelnoten en beide soorten) op plagen en natuurlijke vijanden in appelbomen, en op de plaagschade aan appels. De samenstelling van de struiken was een belangrijke voorspeller van de gemeenschappen geleedpotigen op de struiken. De toevoeging van de struiken had echter slechts een geringe invloed op de geleedpotigen in de appelboomkruinen, wat erop wijst dat de habitats minder gelijkaardig zijn dan verwacht. Hoewel twee groepen geleedpotigen in de appelboomlaag in verband werden gebracht met de schadefrequentie, was geen van beide gevoelig voor veranderingen in de struiklaag. De resultaten suggereren dat het tussenplanten van struikgewassen niet automatisch de ecologische complexiteit ten goede komt (Kranz et al., 2019).

Heggen kunnen een negatieve invloed hebben op de plaagcontrole door habitat te bieden aan toppredatoren en plagen (buiten het gewasseizoen) en door immigratie van natuurlijke vijanden te remmen (Holland et al., 2016; van Vooren et al., 2017). Zo werd de beweging van roofloopkevers door dichte heggen belemmerd, al zullen ze bij voedselgebrek de barrière vaker passeren vonden Mauremooto et al. (1995) in Engeland.

### **3.3.2 Landschappelijke biodiversiteit en specifieke soorten**

#### ***Insecten***

Heggen kunnen dienen als ecologische corridor voor tal van organismen, zoals insecten, salamanders, vogels, zoogdieren en vleermuizen (Forman & Baudry, 1984; Précigout & Robert, 2022). In het Verenigd Koninkrijk werden 39 (64%) van de 61 vlindersoorten die in het VK voorkomen in of nabij heggen gevonden, waarbij op een na (Sleedoornpage) geen een van deze vlinders beperkt is tot heggen. Vooral waar heggen samenkomen (knopen) zijn veel vlinders (Dover & Sparks, 2000). Voor grote motten geldt dat bomen in de heg de mottendichtheid en mottendiversiteit met respectievelijk 80% en 38% kunnen vergroten (Graham et al., 2018).

Volwassen, uitgegroeide heggen bieden bloemen, nestplaatsen en dood plantmateriaal voor bestuivers en afvaleters. Gemengde heggen met vooral inheemse soorten ondersteunen bestuivers en andere ongewervelden. Over het algemeen hebben ongewervelden baat bij een grotere, complexe heg en is een bredere hegvoet vooral nuttig voor kortschildkevers (Graham et al., 2018).

In de houtwallen in de Noordelijke Friese Wouden, een gebied met 300 km elzensingels en 300km houtwallen in 25.000ha overwegend grasland, komen net zoveel nachtvlindersoorten voor als in het terreintype bos. Met name oudere heggen bevatten vaak een hogere dichtheid en soortenrijkdom aan nachtvlinders (Ewals & Maurer, 2020). De meest waargenomen nachtvlindersoorten (437 soorten) zijn de uilen en spanners (102 en 81 soorten), waarbij tandvlinders opvielen (19 soorten) en zes zeldzame soorten, waaronder de witte eenstaart, satijnvlinder, Diana-uil en sleedoorndwergspanner (Oosterveld, 2013). In een ander onderzoek werden zelfs nog meer nachtvlindersoorten gevonden, daarbij viel op dat de ratelpopulier en meidoorn door veel nachtvlindersoorten gebruikt worden als voedselplant (Tuinstra, 2014). Bijzonderheden onder andere ongewervelden (bijen, mieren, loopkevers, hooiwagens, tweevleugeligen, waaiervleugeligen en wantsen) in houtwallen waren de zadelgroefbij, behaarde bosmier en gewone drentelmier (Tuinstra, 2014).

### **Vogels**

Uit het ecologisch onderzoek in het coulisselandschap van de Noordelijke Friese Wouden bleek dat houtwallen en elzensingels habitat bieden aan typische houtwalvogels en allerlei zeldzame soorten kruiden, rozen en bramen (Oosterveld, 2013). De populatieomvang van houtwalspecialisten (zoals braamsluiper, grasmus, spotvogel, tuinfluiter, gekraagde roodstaart en grote lijster) in dit coulisselandschap blijkt vijf keer groter dan verwacht mag worden op basis van gegevens uit het omringende gebied. Er zijn duidelijke verschillen tussen houtwallen en elzensingels gevonden, namelijk dat houtwallen hogere dichtheden broedvogels zoals de grauwe klauwier herbergen, behalve voor de spotvogel die vijf keer vaker in elzensingels voorkomt (Oosterveld, 2013).

Hinsley and Bellamy (2000) onderzochten in het Verenigd Koninkrijk het effect van heghoogte en -breedte op vogelbroedparendichtheid en -diversiteit. Ze vonden dat brede en hoge heggen sommige soorten (merel, tortelduif, winterkoning, roodborst, zanglijster, grasmus, pimpelmees, koolmees en vink) bevorderen, maar dat dit niet altijd leidt tot een hogere totale dichtheid of diversiteit, doordat grote heggen voor andere soorten (grauwe gors, veldleeuwerik, rietzanger) niet gunstig zijn. Voor weer andere soorten (kneu, kleine karekiet, heggenmus, geelgors) maakt de heghoogte niet uit. Een hogere diversiteit aan houtige soorten in de heg verhoogt zowel de dichtheid als diversiteit van broedparen (Hinsley & Bellamy, 2000).

Hoewel de bescherming van heggen van groot belang blijkt voor biodiversiteit, is het uitbreiden van heggennetwerken naar graslandgebieden niet verstandig als de focus op graslandvogelsoorten ligt (Besnard & Secondi, 2014; Eekeren et al., 2022). Hoge heggen of houtwallen kunnen namelijk een negatief effect hebben op boerenlandvogels die een voorkeur hebben voor open landschap, zoals de gele kwikstaart, graspieper, veldleeuwerik, Kievit, grutto en tureluur (Geerts & Meerburg, 2010).

### **Vleermuizen en andere zoogdieren**

De lineaire structuur van heggen had in het Verenigd Koninkrijk een positieve invloed op vleermuizenpopulaties (Bouhey et al., 2011). Vleermuizenactiviteit is tot drie keer hoger rond landschapselementen dan in open gebied, met het grootste effect op soorten met korte-afstand echolocatie (Park, 2015). In Duitsland was de activiteit van vleermuizen boven heggen vergeleken met open tarwevelden ook drie keer hoger voor soorten die in de randzone foerageerden en zelfs zeven keer hoger voor soorten die in de smalle ruimte foerageerden (Krings et al., 2022). Ook in Nederland worden houtwallen en singels veel gebruikt door vleermuizen (Oosterveld, 2013). De meest voorkomende vleermuizensoort in de Noordelijke Friese Wouden was de gewone dwergvleermuis, daarna de ruige dwergvleermuis en laatvlieger, gevolgd door rosse vleermuis, watervleermuis, en de (zeldzame) tweekleurige vleermuis (Oosterveld, 2013). Grote bomen in de heg lijken met name gunstig voor de (zeldzame) kleine dwergvleermuis (Bouhey et al., 2011). In graan- en in grasgebieden in het Verenigd Koninkrijk namen populaties vleermuizen en spitsmuizen af als gevolg van randenverlies, waarschijnlijk omdat deze soorten zich schuilhouden in heggen (spitsmuizen) of zich voeden met vliegen en muggen die dicht bij randen zoals windhagen zwermen (vleermuizen, net als vogels) (Pocock & Jennings, 2007). In Noord-Engeland werden veel bos- en bosspitsmuizen gevonden in een agrarisch landschap met heggen, met name in de houtwallen en het tussenliggende akkerbouwgewas (Klaa et al., 2005). De rosse woelmuis werd voornamelijk in volwassen heggen gevonden. De hoogste dichtheid van alle kleine zoogdieren samen werd gevonden in de houtwallen en het minst in open akkerbouwgewas (Klaa et al., 2005).

De mate van verbondenheid en ontbreken van onderbrekingen in heggen is belangrijk voor (vleer-)muizen en egels (Park, 2015; Graham et al., 2018). Egels gebruiken heggen om daarin te vluchten, te rusten, te nestelen en een winterslaap te houden, met name als het een braamgedomineerde heg is (Hof & Bright, 2010). Dondina et al. (2016) onderzochten de geschiktheid van heggen of houtwallen als ecologische corridor om gefragmenteerde bossen in Noord-Italië te verbinden voor de Europese das en de hazelmuis, met verschillende verspreidingsomvang. Een brede heg bleek de belangrijkste structurele eigenschap te zijn voor Europese das, vanwege beschutting en voedsel. De das bleek hoge grasbedekking te ontwijken. Voor de hazelmuis is fysieke continuïteit belangrijk, gaten van meer dan drie meter werden nauwelijks overbrugd. Intense schaduw van grote bomen kan zorgen voor een minder bedekkende struiklaag, die daardoor minder aantrekkelijk is voor hazelmuizen (Dondina et al., 2016).

### **3.4 Bloemstroken en kruidenrijke ondergroei**

Naast houtachtig, kan ook kruidachtig habitat in een agroforestrystelsel de ecologische draagkracht versterken (Boinot, Poulmarc'h, et al., 2019; Holland et al., 2006, Cuijpers & Brouwer, 2021). Agrarische veldmarges hebben belangrijke aantrekkingskracht op bestuivers en natuurlijke vijanden (Lagerlöf et al., 1992; Holland et al., 2006; van Vooren et al., 2017).

#### **3.4.1 Functionele agrobiodiversiteit**

##### ***Natuurlijke plaagcontrole***

Zoals hiervoor al genoemd, bleek uit de onderzoeken van bijvoorbeeld Boinot et al. (2020) en Staton et al. (2021b) dat semi-natuurlijke stroken met kruidenrijke begroeiing biodiversiteitsdoelen dienen en ecosystemendiensten zoals natuurlijke plaagbestrijding ondersteunen. In Frankrijk werd de waarde van stroken met kruidenrijke begroeiing onder bomen voor loopkevers in een rijenteeltstelsel onderzocht. Het bleek dat 55% van de taxonomische groepen kevers (voor landbouwverstorende gevoelige soorten) meer voorkomen in de strook met ondergroei dan in de gewasstrook, waarschijnlijk doordat ze overwinteringshabitat bieden (Boinot, Poulmarc'h, et al., 2019). Terwijl nuttige insecten (met name spinnen) vaker in de kruidenrijke strook voorkwamen, overwinterden gewasplagen juist voornamelijk in de gewasstrook (Boinot et al., 2020). Ook niet-bloeiende grasstroken en percelen naast de grasstroken kunnen een grotere dichtheid en diversiteit aan natuurlijke vijanden (spinnen, kevers en duizendpoten) huizen, waardoor een lagere dichtheid plagen (luizen) voorkomt (van Vooren et al., 2017).

##### ***Bestuivers***

In verscheidene recente onderzoeken werden heggen en kruidenrijke grasstroken met elkaar vergeleken in hun invloed op biodiversiteit (de Zwaan et al., 2022; Krings et al., 2022). In Brits Colombia (Canada) werden meer wilde bijen gevonden in kruidenrijke grasstroken dan in heggen (Clausen et al., 2022). In Zuid-Duitsland werden ingezaaide bloemstroken vergeleken met heggen met en heggen zonder ingezaaide kruidenstrook (Von Königslöw et al., 2022). Het onderzoek gebeurde in gangbare appelboomgaarden met normale boomgaardranden als controle. De hoogste dichtheid en diversiteit aan wilde bijen werd gevonden in bloemstrook, gevolgd door de heg met ingezaaide kruidenstrook. Voor zweefvliegen werd de hoogste dichtheid ook gevonden in de bloemstrook, maar er was geen verschil in diversiteit. De bloemenrijkdom was de belangrijkste stimulans voor diversiteit van wilde bijen, maar niet voor zweefvliegen. Meerjarige bloemstroken lijken het meest effectief om wilde bijen te stimuleren (Von Königslöw et al., 2022). Heggen met ondergroei voorzien rupsen van groen bladmateriaal en vlinders van nectar (Dover & Sparks, 2000). Bloemrijke heggensoorten kunnen de kruidenlaag dus complementeren door de bloesemboom te verlengen en de connectiviteit van bestuivershabitat te verbeteren.

## **Onkruiden**

Kruidenrijke stroken in akkerland zouden een bron van onkruiden kunnen vormen. Dit effect werd niet gevonden in een onderzoek in een rijenteeltsysteem met graan (Boinot, Fried, et al., 2019). In dit onderzoek viel op dat in oudere stroken voornamelijk soorten gevonden werden waarvan de zaden door dieren worden verspreid, wat aantoont dat de stroken als ecologische corridors dienen, voor zowel dieren als planten (Boinot, Fried, et al., 2019).

### **3.4.2 Landschappelijke biodiversiteit en specifieke soorten**

Bloemrijke kruidenstroken hebben aantrekkingskracht op allerlei organismen zoals vlinders, sprinkhanen en vogels (Jacot & Bosshard, 2007; Vickery et al., 2009). Van vleermuizen is bekend dat ze semi-natuurlijk habitat verkiezen boven intensieve landbouwgrond (Krings et al., 2022). Krings et al. (2022) ontdekten in structureel diverse bloemenvelden vergelijkbare positieve effecten als in heggen, maar ook verschillen tussen vleermuisgroepen. In vergelijking met tarwevelden nam de activiteit van vleermuizen in heggen driemaal toe voor 'randzonesoorten' (vleermuizen die voornamelijk foerageren in de randzone) en zevenmaal voor 'nauwe-ruimtesoorten' (vleermuizen die voornamelijk foerageren in nauwe ruimtes). Vergeleken met tarwevelden, waren 'nauwe-ruimtesoorten' echter ook viermaal actiever boven meerjarige bloemstroken, driemaal actiever boven eenjarige bloemstroken en tweemaal actiever boven gemengde bloemstroken. Vergeleken met gemengde bloemstroken, was de activiteit van deze 'nauwe-ruimtesoorten' boven heggen dus drie keer hoger dan boven gemengde bloemstroken, terwijl de aanwezigheid van prooien niet significant verschilde tussen de verschillende behandelingen (Krings et al., 2022). Bloemrijke ondergroei in heggen en bomenrijen enerzijds en het planten van houtigen in bloemrijke akkerranden anderzijds, kan vleermuizen en andere specifieke soorten in agrarische landschappen ondersteunen.



## 4 Ontwerpoverwegingen om biodiversiteit te stimuleren

In dit hoofdstuk worden de overwegingen in het sturen van biodiversiteit in agroforestryssystemen door middel van ontwerp en beheer beschreven, namelijk de wenselijkheid van functies van biodiversiteit en vervolgens hoe de soortenkeuze, het ruimtelijk ontwerp en het beheer daar invloed op hebben. Tenslotte beschrijft dit hoofdstuk een voorlopig overzicht van knoppen waaraan gedraaid kan worden.

### 4.1 Gewenste biodiversiteit

In het Biodiversiteitsverdrag wordt het doel gesteld om de stijgende trend van soortenuitsterving te stoppen vóór 2030. Het lijkt er op dat agroforestry hier een flinke bijdrage aan kan leveren. Hoewel het in de regel zo lijkt te zijn dat een toename van biodiversiteit tot een stabiel systeem leidt, geeft een grote soortenrijkdom op zich niet altijd het gewenste effect, soms zelfs een tegengesteld effect (Smits & van Alebeek, 2007; van Vooren et al., 2017). Ieder insect heeft een functie in het ecosysteem, maar is niet in dezelfde mate op directe wijze nuttig voor het landbouwsysteem. De mate waarin een insect 'nuttig' is, kan uitgedrukt worden in functionele doeltreffendheid (Tabel 1). Zo leveren bijvoorbeeld vliegende natuurlijke vijanden (sluipwespen, lieveheersbeestjes etc.) een grotere bijdrage aan bladluizenonderdrukking in graan dan loopkevers en spinnen (Holland et al., 2006), terwijl in fruitboomgaarden de kortschildkevers het meest effectief in plaagbestrijding zijn (Luske, 2016). Ook onder bestuivers zijn er grote verschillen in doeltreffendheid, zo blijken zandbijen efficiënter te zijn dan hommelsorten in de appelbestuiving en lijkt er nauwelijks overlap te zijn tussen bedreigde soorten bijen en zweefvliegen en de dominante gewasbestuivers (Ozinga et al., 2018). Bovendien zijn er schadelijke soorten, zoals onkruiden, slakken, vossen en dassen, die wel kunnen profiteren van agroforestry, maar niet altijd gewenst zijn bij boeren. Het is dus belangrijk om ook in overweging te nemen welke soorten in het agrarisch landschap wenselijk zijn en gestimuleerd moeten worden en welke niet.

Tabel 1. Aangetroffen soortgroepen insecten ingedeeld in twee groepen: bestuivers en plaagbestrijders (functionele agrobiodiversiteit: FAB). Naar Luske (2016, p.15)

Soorten	Orde	Bestuivers	FAB
Roofmijt en spin	Arachnidae	Nee	Ja
Lieveheersbeestjes, soldaatjes, kortschildkevers, loopkevers	Coleoptera	Nee	Ja
Luisetende zweefvliegen	Diptera	Ja	Ja
Overige zweefvliegen	Diptera	Ja	Nee
Sluipwespen	Hymenoptera	Nee	Ja
Honingbijen, wilde bijen, hommels, wespen	Hymenoptera	Ja	Nee
Roofwants	Hemiptera	Nee	Ja
Gaasvlieg	Neuroptera	Nee	Ja
Oorworm	Dermaptera	Nee	Ja
Vlinders	Lepidoptera	Ja	Nee

## **4.2 Soortenkeuze en ruimtelijk ontwerp**

In het ontwerpen van een agroforestrystelsel kan gestuurd worden op een optimale soortensamenstelling waarmee botanische en structurele diversiteit wordt bereikt. Daarnaast kan gestuurd worden op optimale ligging van houtige elementen in het agrarisch landschap. Deze zaken worden in de volgende paragrafen verder toegelicht.

### **4.2.1 Sturen met botanische diversiteit**

Als bekend is welke organismen wel en niet gewenst zijn, is het nodig om te weten welke invloed specifieke bomen en struiken kunnen hebben op deze soorten, en of deze bomen en struiken passen in het bedrijfssysteem. In een rijenteeltsysteem in Vlaanderen was bijvoorbeeld het positieve effect op insectenaanwezigheid bij populier groter vergeleken met walnoot, waarschijnlijk doordat populier harder groeit en daardoor sneller een microklimaat effect creëert (Pardon, 2018). Heggen met veel bessen stimuleren vooral lijstersoorten (Graham et al., 2018). Soorten in de onderbegroeiing kunnen voeding bieden aan rupsen (blad) en vlinders (nectar) (Dover & Sparks, 2000). Door meerdere soorten en rassen aan te planten kan een volledige bloeihoog gecreëerd worden zodat jaarrond bloembezoekende insecten van nectar voorzien zijn. Agroforestry kan een negatief effect op de biodiversiteit hebben als exotische bomen, struiken of kruiden worden aangeplant die zich ongewenst gaan vermeerderen en als invasief gaan gedragen (Hoppenreijts et al., 2019).

Een handvat in de boomsoortenkeuze is de door Stam et al. (2019) samengestelde haag met ondergroei, die een overlappende bloeihoog hebben om zo bestuivers en natuurlijke vijanden (zweefvliegen) in een fruitboomgaard te stimuleren (Figuur 5 en 8). Een tweede handvat is de selectie van waardplanten voor vlindersoorten in Bijlage 1 (Dover & Sparks, 2000). Een derde handvat is de in Bijlage 2 opgenomen selectie van voedselplanten voor bijen en zweefvliegen met informatie over het voorkomen per landschapstype en de bloeiperiode (Ozinga et al., 2022). Is het doel om specifieke bestuivers te stimuleren, zoals zandbijen, dan kan gebruik gemaakt worden van het werk van Cuijpers & Brouwer (2021). Bij de keuze van het kruidenmengsel zal rekening gehouden moeten worden met de afnemende lichtintensiteit onder het houtige element.

LATIJNSE NAAM	NEDERLANDSE NAAM													BESSEN	HONINGBIJ	HOMMEL	SOLITAIRE BIJ	ZWEEFVLIEG	
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D						
<i>Alnus glutinosa</i> of <i>A. incana</i>	Zwarze of grauwe els															Vulling / Schermvorming			
<i>Cornus mas</i>	Gele kornoelje														juli/aug	X		X	
<i>Salix caprea</i> *	Boswilg															X	X	X	
<i>Salix purpurea</i> *	Bittere wilg															X	X	X	
<i>Acer campestre</i>	Spaanse aak															X	X	X	
<i>Ilex aquifolium</i>	Hulst														okt-feb	X	X	X	
<i>Cornus sanguinea</i>	Rode kornoelje														juli/aug		X	X	
<i>Rhamnus alnus</i>	Vuilboom															X	X	X	
<i>Tilia europaea</i>	Hollandse linde															X	X		X
<i>Rosa rubiginosa</i>	Egelantier														okt	X		X	
<b>KLIMPLANTEN</b>																			
<i>Bryonia dioica</i>	Heggerank																		X
<i>Hedera helix</i> **	Klimop															X	X		X

Figuur 5. Bloeihoog van houtigen in een houtig element ten behoeve van functionele insecten. Overgenomen van Stam et al. (2019, p. 26).

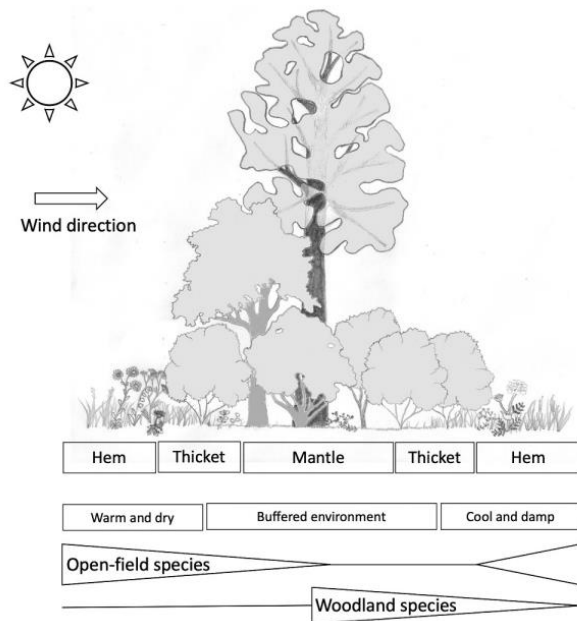
LATIJNSE NAAM	NEDERLANDSE NAAM													HONINGBIJ	HOMMEL	SOLITAIRE BIJ	ZWEEFVLIEG*		
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D						
<i>Ficaria verna</i>	Speenkruid																	X	
<i>Lamium purpureum</i>	Paarse dovenetel														X	X	X		
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif														X	X	X		
<i>Symphytum officinale</i>	Smeewortel															X	X		
<i>Vicia sepium</i>	Heggenwikke															X	X		
<i>Valeriana officinalis</i>	Echte valeriaan																X	X	
<i>Stachys sylvatica</i>	Bosandoorn															X			
<i>Achillae millefolium</i>	Duizendblad																X	X	

\*en veel andere natuurlijke vijanden van plagen

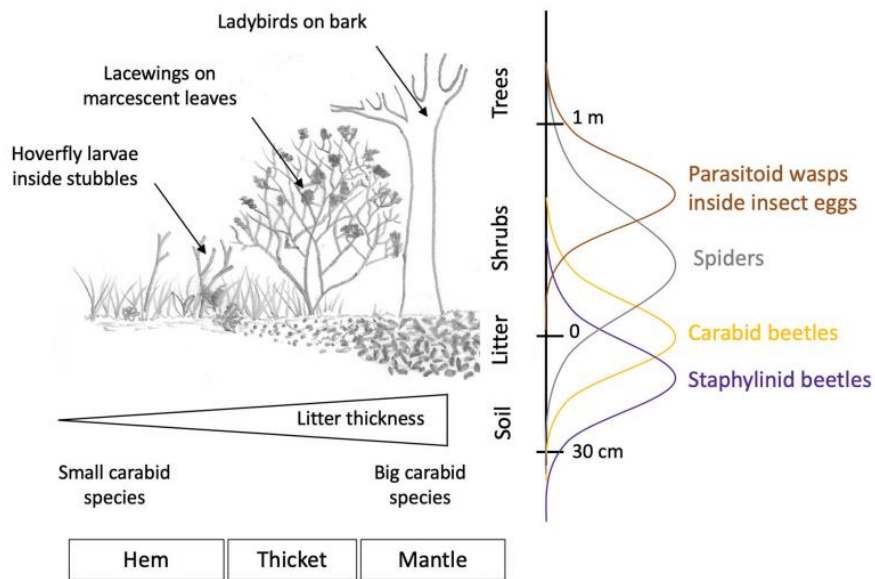
Figuur 6. Bloeihoog van enkele kruiden in een houtig element ten behoeve van functionele insecten. Overgenomen van Stam et al. (2019, p. 32).

#### 4.2.2 Sturen met diversiteit in structuren

Structurele heterogeniteit en botanische diversiteit bepalen samen de hoeveelheid microhabitats en daarmee de biodiversiteit van een agroforestrystelsel (Jose, 2012). Een handvat in het ontwerpen van verschillende microhabitats is het werk van Précigout and Robert (2022), die inzichtelijk maakten waar in een houtwal welke natuurlijke vijanden verwacht kunnen worden (Figuur 7 en Figuur 8).



Figuur 7. Schematische representatie van een goede heg met drie vegetatielagen en een zoneringspatroon met betrekking tot de verandering in het microklimaat door de heg. Overgenomen van Précigout and Robert (2022, p. 3)



Figuur 8. Niches voor natuurlijke vijanden op overwinteringsplekken in heggen. Overgenomen van Précigout and Robert (2022, p. 10)

Met name voor heggen is bekend wat het effect van structuur op de biodiversiteit kan zijn (Graham et al., 2018). De hoogte, breedte, leeftijd, houtachtige biomassa, bladkwaliteit en -kwantiteit, en de mate van openheid van heggen beïnvloeden de dichtheid en diversiteit van bodemvegetatie, vogels, zoogdieren (vleermuizen) en ongewervelden (Tabel 2). De soortenrijkdom kan hoger worden naarmate een heg langer, breder en dichter wordt (Weninger et al., 2021). Hoge en dichte heggen kunnen echter ook een negatief effect hebben op diversiteit

van de ondergroei als daar niet genoeg licht doordringt (Graham et al., 2018). Er zijn in Nederland zeven vogelsoorten die als heggenspecialisten gezien kunnen worden, namelijk de heggenmus, grasmus, braamsluiper, kneu, putter, groenling en geelgors. Hoge heggen ondersteunen vooral de heggenmus, roodborst, zanglijster, fitis, braamsluiper en vink (Graham et al., 2018). Brede heggen ondersteunen vooral de groenling, putter, winterkoning, roodborst en merel. Lage heggen bevatten vooral kneu en geelgors (Graham et al., 2018).

Tabel 2. Samenvatting van de rol van hegstructureigenschappen in het bepalen van de geschiktheid als habitat voor verscheidene taxonomische groepen in 64 studies. Overgenomen van (Graham et al., 2018, p. 124).

+/- indicate the direction of the relationship observed, o indicates no observed relationship. Where multiple symbols are displayed, an effect was observed in multiple results or studies. Where no evidence for this relationship was encountered in this review, the cell is empty. The number of votes shared across each row or column is highlighted in parenthesis.

Woody vegetation structural feature:	Herbaceous plants (16)	Mammals (18)	Bats (14)	Birds (26)	Invertebrates (19)	Lepidoptera (13)
Surface area and volume (8)	++	++	+	+	+	+
Hedgerow height (14)	o --	+++	++	++++ -	o	
Hedgerow width (14)	+	++++	+++	++++	++	
Woody biomass/density (21)	++ ---	+++	++ --	+++ -	++++	+
Structural complexity & layering (7)		o	-	++	++	+
Species diversity/richness (4)		+		++	+	
Species composition (7)	+			+++	+	++
Foliage quality (2)					++	
Foliage quantity (4)					++	++
Berry and flower resources (7)				++	++	+++
Diversity of age structure (5)	+			+	+	++
Connectivity and gaps (13)	+++	+++ -	+++	++		+

### 4.2.3 Sturen met ruimtelijke indeling

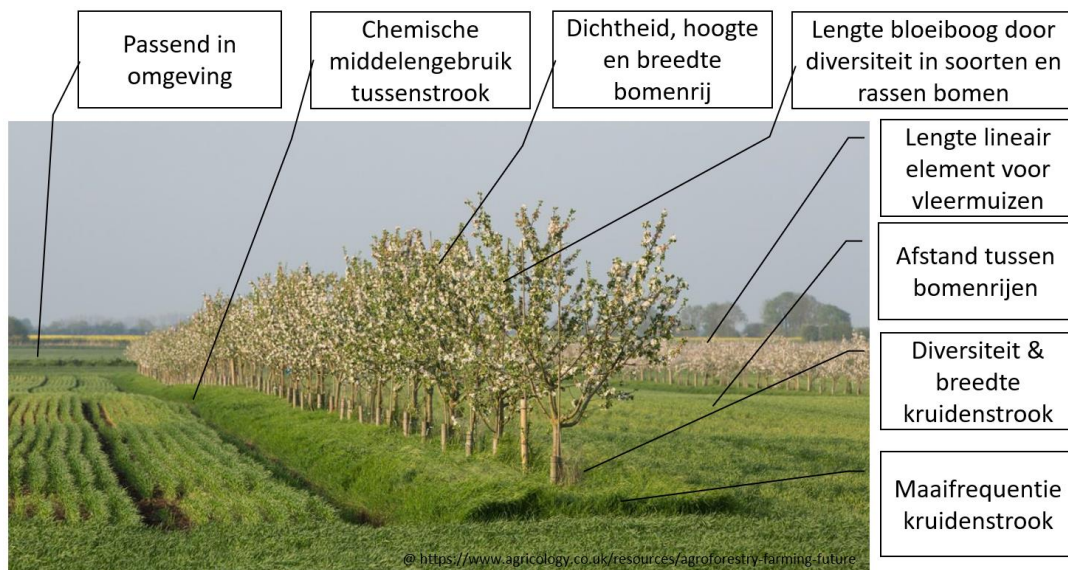
Bij het ontwerp speelt ook de ruimtelijke indeling een rol. In rijenteelten nemen effecten op bijvoorbeeld regenwormen en bodemschimmels af met de afstand tot de bomenrij. In boomgaarden in Frankrijk werden dicht bij een heg en in de luwte van de heg minder larven van de schadelijke fruitmot gevonden (Ricci et al., 2011). Ook in andere boomgaarden vond met dat er meer natuurlijke vijanden (en minder blad-etende insecten) in fruitbomen dichterbij de heg waren dan verder naar het centrum, maar dit patroon was niet consistent, mogelijk doordat er meer hyperparasitoïden waren (Holland et al., 2016). Er is geen één type heg die alle taxa stimuleert, waaruit opgemaakt kan worden dat diversiteit in heggen belangrijk is om de totale hoeveelheid biodiversiteit te vergroten. Vooral waar heggen samenkomen zijn veel vlinders, dus heggen zouden onderdeel van een netwerk moeten zijn zodat vlinders kunnen verplaatsen als weer en schaduw veranderen (Dover & Sparks, 2000). Ook niet-houtige elementen zoals bermen en grasstroken hebben invloed op de biodiversiteit. In het ruimtelijk ontwerp zou gestreefd moeten worden naar een optimale balans tussen positieve effecten op biodiversiteit en praktische toepasbaarheid.

### 4.3 Effecten van beheer op biodiversiteit

Na realisatie van een systeem kan nog verder gestuurd worden op de biodiversiteit middels het beheer van het systeem (Smits & van Alebeek, 2007). In dit gedeelte wordt achtereenvolgens het beheer van rijenteelssystemen, silvopastorale systemen en heggen beschreven.

#### 4.3.1 Beheer van rijenteelssystemen

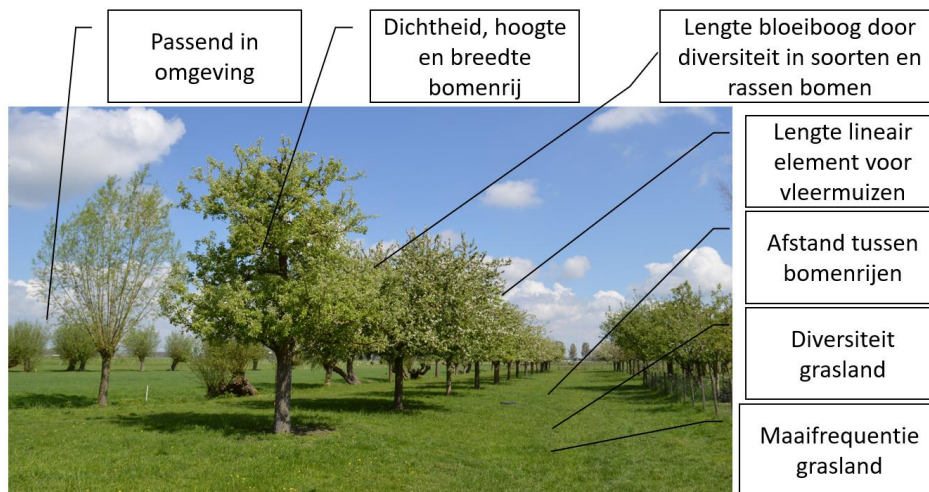
Vanwege de positieve effecten van diversiteit in de flora op de diversiteit van fauna, zou de biodiversiteitswaarde van rijenteelssystemen allereerst verhoogd kunnen worden door ze te combineren met kruidenrijke randen en ondergroei. Natuurlijke vijanden als zweefvliegen, bloemwantsen, netvleugeligen en sluipwespen hebben baat bij bloeiende planten en ook de bestuiving kan door bloemrijke ondergroei in de bomenrij verbeterd worden (Holland et al., 2016; Staton, Walters, et al., 2022). Beheer ter bevordering van bloeiende ondergroei in rijenteelssystemen kan een win-win optie zijn voor de diversiteit van ongewervelden, geassocieerde ecosysteemdiensten en bijdragen aan het verdienmodel (Staton et al., 2021a). In een rijenteelsysteem in het Verenigd Koninkrijk met appelbomen boven *bloeiende* kruidlagen werden significant meer natuurlijke vijanden (vooral vroeg in het seizoen), minder bladluiskolonies, minder door bladluizen beschadigde vruchten, en hoger bezoek van bestuivers gevonden, vergeleken met appelbomen boven *gemaaide* kruidlagen. In de stroken met akkerbouwgewassen was de taxonomische rijkdom van natuurlijke vijanden op de grond significant hoger in de buurt van *bloeiende* kruidlagen, vergeleken met die in de buurt van *gemaaide* kruidlagen, vroeg in het seizoen. Uit een financiële modellering gebaseerd op bladluisschade aan appels, maaikosten, en inkomsten uit subsidies, bleek dat bloeiende kruidlagen het inkomen van de landbouwbedrijven met 260 euro per hectare agroforestry verhoogde, vergeleken met *gemaaide* kruidlagen (Staton et al., 2021a). Boinot et al. (2020) onderzochten in Frankrijk het effect van rijenteelt op plaaginsecten en hun natuurlijke vijanden en vonden dat in biologische rijenteelssystemen een grotere soortenrijkdom is te vinden, terwijl effect van rijenteelt in gangbare teelt negatief kan zijn, wat waarschijnlijk te wijten is aan het gebruik van chemische middelen. Andere knoppen om aan te draaien zijn eerder in dit rapport aan bod gekomen (Figuur 9).



Figuur 9. Knoppen om aan te draaien om de biodiversiteit in een rijenteeltsysteem te beïnvloeden. (Beeld: Agricoology.co.uk)

### 4.3.2 Beheer van silvopastorale systemen

In silvopastorale systemen (bomen op grasland) zal het beheer van de ondergroei naar verwachting de biodiversiteit het meest beïnvloeden. Er kan gekozen worden voor maaien, begrazen of niets doen, waarbij extensief beheer gunstig kan zijn voor de biodiversiteit, maar minder gunstig voor de portemonnee. Een productief kruidenrijk grasland brengt diversiteit en tegelijk een goed verdienmodel (Janssen & Bongers, 2022). Bij een onderzoek naar bestuivingsdiensten in Britse agroforestryssystemen werden meer hommels en twee keer zo grote dichtheid solitaire bijen en zweefvliegen in agroforestryssystemen gevonden dan in monocultuur akker- of grasland, waarbij het effect van agroforestry op dichtheid van hommels en zweefvliegen groter in akkerland dan in weiland was (Varah et al., 2020). Dit komt bij zweefvliegen waarschijnlijk doordat de larve leeft van luizen, die meer in akkerland te vinden zijn. Voor zowel zweefvliegen als hommels komt dit verschil waarschijnlijk doordat in het rijenteeltsysteem de ondergroei niet gemaaid werd terwijl in het silvopastorale systeem het gras kort gehouden werd door schapen. Koeien grazen het gras over het algemeen minder kort en zijn kieskeuriger, waardoor er meer pollen en bloeiende planten (heterogeniteit) voorkomen, wat aantrekkelijker is voor bestuivers en andere organismen. Een hogere boomedichtheid zal waarschijnlijk leiden tot een grotere activiteit en soortenrijkdom van vleermuizen (Wood et al., 2017). Meer struiken zorgde voor meer vleermuisactiviteit en meer boomstructuurvariatie zorgde voor een hogere vleermuissoortenrijkdom (Wood et al., 2017). Migrerende vogelsoorten zoals ganzen hebben baat bij open landschap, boeren kunnen dus door bomen en struiken te planten de ongewenste ganzen mogelijk buiten de deur houden (Dänhardt et al., 2010). Andere knoppen om aan te draaien zijn te vinden in Figuur 10.



Figuur 10. Knoppen om aan te draaien om de biodiversiteit in een silvopastoraal systeem te beïnvloeden. (Beeld: auteur)

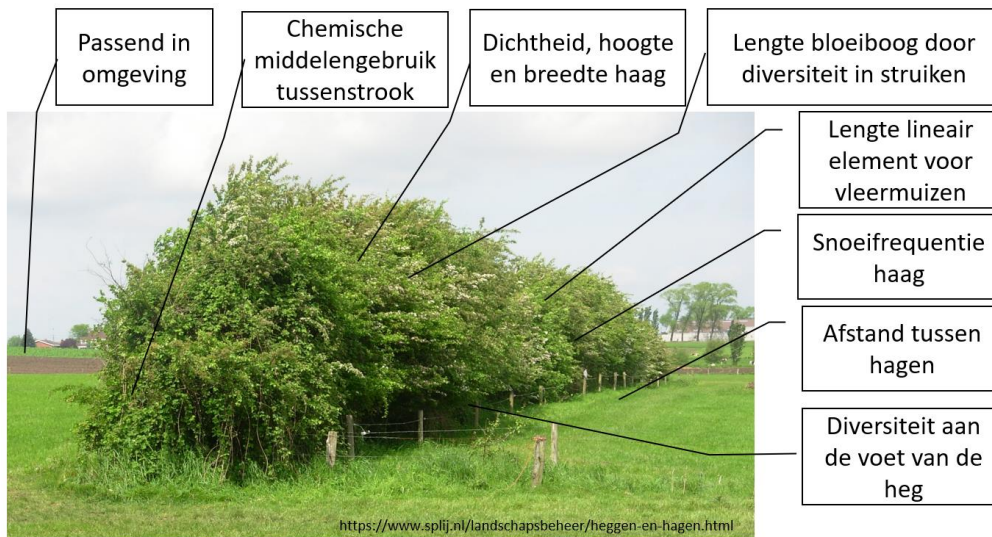
### 4.3.3 Beheer van heggen

Snoei-beheer heeft veel invloed op de biodiversiteit van heggen (Tresise et al., 2021). Sommige houtige soorten als eenstijlige meidoorn en es zijn beter bestand tegen intensief jaarlijks snoeien dan andere soorten als hazelaar en sleedoorn, maar om meerwaarde te bereiken is het essentieel dat bomen en struiken nieuwe knopdragende scheuten kunnen maken en in bloei komen (De Groot et al., 2018; Graham et al., 2018). Snoeien vermindert bovendien mogelijk de windbeschermingsfunctie (Holland et al., 2016). Het minder intensief snoeien van heggen in het Verenigd Koninkrijk verhoogde de vlinderdichtheid en -diversiteit (Staley et al., 2016). Bij snoei in de winter werden t.o.v. snoei in de herfst 16% meer larven en poppen gevonden. In heggen die iedere drie jaar gesnoeid werden (t.o.v. jaarlijks) werden 4% meer larven en poppen gevonden. In heggen die werden gesnoeid maar wel langzaam mochten groeien (t.o.v. terug-snoeien tot standaard grootte) werd een 18% grotere soortenrijkdom gevonden, maar dit effect was er niet bij twee-jaarlijks gesnoeide heggen. Bij heggen die eens per twee of drie jaar worden gesnoeid, is de soortenrijkdom hoger als ze in de herfst dan in de winter worden gesnoeid (Staley et al., 2016). Jaarlijks snoeien zorgt voor meer bladgroei en meer alternatieve prooien voor natuurlijke vijanden, maar tweejaarlijkse snoei zorgt voor meer bloei en nectar. Door de hogere stikstofconcentratie in het jonge blad, kunnen recent gesnoeide heggen de rupsen van bepaalde motten en fruitvliegen ondersteunen, maar dit effect lijkt lager te zijn dan algehele bladkwaliteit (Graham et al., 2018). Doordat sommige vlindersoorten zoals de sleedoornpage hun eitjes afzetten op de uiteinden van takken, kan snoeien tot 100% van de poppen wegnemen (Dover & Sparks, 2000).

Een extensief snoei-beheer kan ook een positief effect hebben op de vleermuizensoortenrijkdom; die groeide met de tijd sinds de laatste snoei (Froidevaux et al., 2019). Dit kwam mogelijk door hogere heggen en een toegenomen dichtheid nachtvlinders (Froidevaux et al., 2019). Niet-bloeiende heggen herbergen minder bijensoorten dan andere habitats in de omgeving (Holland et al., 2016). Complexiteit aan de voet van de heg kan de biodiversiteit positief beïnvloeden



(Lecq et al., 2017). Het plaatsen of achterlaten van stronken, stenen en hopen grond zorgt voor microhabitat waar diverse groundbewoners (zoals reptielen) achter kunnen schuilen (Lecq et al., 2017). Eerder werd al het effect van kruidenrijke ondergroei besproken. Tenslotte kan het vlechten van heggen een positief effect hebben op kleine zangvogels die daar graag in broeden (Tresise et al., 2021). Uit de beschreven resultaten blijkt aan welke knoppen gedraaid kan worden om biodiversiteit te beïnvloeden (zie figuur 13).



Figuur 11. Knoppen om aan te draaien om biodiversiteit in heggen te beïnvloeden. (Beeld: SPLIJ)

Intensief snoeien en maaien verhindert struiken en kruiden dus in bloei te komen en verlaagt de waarde voor bijvoorbeeld bestuivers (Graham et al., 2018). Zoals eerder gezegd, heeft het gebruik van chemische middelen een negatieve invloed ten opzichte van biologisch beheerde agroforestrysystemen (Boinot et al., 2020). In het ontwerp kan op de biodiversiteit gestuurd worden door de boomsoortenkeus, diversiteit, dichtheid, breedte, hoogte, lengte en verbondenheid met andere landschapselementen te veranderen.

#### 4.4 Overzicht van knoppen om aan te draaien

De voorgaande informatie is in een praktische tabel gegoten waaruit kan afgelezen worden met welke maatregelen de biodiversiteit in een agroforestrysysteem kan worden beïnvloed (Tabel 3). Vanuit de praktijk gezien kan er vanuit twee denkrichtingen geredeneerd worden. Allereerst kan een agrarisch ondernemer een bepaalde soort of soortengroep op het oog hebben en benieuwd zijn hoe agroforestry deze soort kan stimuleren. Daarvoor is met name Tabel 3 geschikt. Een agrarisch ondernemer kan echter ook overwegen een boom- of struikensoort aan te planten, waarvan hij graag wil weten welke effecten deze kan hebben op de biodiversiteit. Hiervoor is op dit moment nog onvoldoende kennis verzameld, een overzicht hiervan is in ontwikkeling en zou net als Tabel 3 in vervolgonderzoek aangevuld kunnen worden.

Tabel 3. Voorlopig overzicht met 8 knoppen om aan te draaien in een agroforestrysysteem en het effect op de dichtheid (D) en soortenrijkdom (S) van enkele taxonomische groepen. Richting van de pijlen geeft aan of het leidt tot een grotere of kleinere dichtheid of soortenrijkdom; kleur van de pijl indiceert of dit effect gewenst (groen), ongewenst (oranje) of neutraal (grijs) is. Gebaseerd op alle studies uit dit rapport.

Als ik deze knop in het systeem omhoog draai...	...is het effect op dichtheid (D) en soortenrijkdom (S)											
	Plaaagdieren		Plaaagbestrijders		Bestuivers		Vogels		Vleermuizen /zoogdieren		Bodemorganismen	
1. Diversiteit	D ↓	S ↑	D ↑	S ↑	D ↓	S ↑	D ↓	S ↑	D ↓	S ↓	D ↓	S ↑
2. Dichtheid	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓	D ↑	S ↓	D ↑	S ↓	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓
3. Hoogte	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↑	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓
4. Breedte	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↑	S ↑	D ↑	S ↑	D ↑	S ↓
5. Lengte/oppevlakte	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↑	S ↓	D ↑	S ↑	D ↓	S ↓
6. Verbondenheid met andere elementen	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓	D ↑	S ↑	D ↓	S ↓
7. Kruidenrijke ondergroei	D ↓	S ↓	D ↑	S ↑	D ↑	S ↑	D ↓	S ↓	D ↑	S ↓	D ↓	S ↓
8. Beheer (snoeien, maaien, chemie)	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓	D ↓	S ↓

### Overige factoren die biodiversiteit beïnvloeden

Het blijft echter uiterst lastig om resultaten te veralgemeniseren naar andere situaties en systemen, niet alleen vanwege de invloed van ontwerp en beheer (Smits & van Alebeek, 2007). Naast de bovengenoemde knoppen zijn er algemene factoren van invloed op biodiversiteit waar een agrariër niet op kan sturen, zoals het seizoen en het landschap. In rijenteeltsystemen bijvoorbeeld bieden boomstroken met ondergroei overwinteringshabitat voor natuurlijke vijanden, die dan in het voorjaar vanuit de boomstrook de gewaszone kunnen koloniseren. Om dit kolonisatie-effect te kunnen meten is het nodig niet alleen in de zomer, maar ook in de andere seizoenen metingen te doen (Pardon et al., 2019). Uit het onderzoek van Rösch et al. (2019) naar silvopastorale systemen

bleek dat in de lente een andere vogelsoort dominant was dan in de herfst en winter. Er zijn vogelsoorten die in Nederland alleen als zomer- of wintergast verblijven, maar ook vogelsoorten die alleen tijdens hun jaarlijkse trek door Nederland heen vliegen. Om het effect van agroforestry op trekvogels te kunnen meten is dus van belang in de juiste periode te monitoren.

Daarnaast zal het landschap waarin een agrarisch bedrijf zich bevindt grote invloed hebben op de biodiversiteit binnen het bedrijf (Wretenberg et al., 2010). In een gevarieerd landschap met netwerken van kleine landschapselementen kan de omringende biodiversiteit zorgen voor de levering van ecosysteemdiensten (Smits & van Alebeek, 2007). Door agroforestry te integreren in gemengde landschappen met bos en landbouw kan volgens sommigen de hoogste biodiversiteit behaald worden (Rolo et al., 2021). Voor vleermuizen geldt dat in een landschap het bedekkingspercentage met, en de connectiviteit van houtige elementen belangrijker zijn dan de structuur van de houtige elementen (Park, 2015). Volgens anderen echter, is het positieve effect van agroforestry op biodiversiteit waarschijnlijk groter in een simpel landschap verder weg van natuurlijke habitatten, dan in een gevarieerd landschap (Sánchez et al., 2022).

Om vogeldiversiteit te verbeteren, kan habitatheterogeniteit het beste op landschapsschaal beheerd worden in plaats van op de schaal van bedrijf of perceel, omdat sommige bedreigde (weide)vogelsoorten open landschap met bepaalde landbouwpraktijken prefereren, terwijl bijvoorbeeld de gevarieerde gemeenschap bos- en zangvogels meer in heterogeen landschap met bos voorkomt (Dänhardt et al., 2010; de Zwaan et al., 2022). Met name extensief beheerd permanent grasland en dichte bosranden kunnen vogelsoortenrijkdom verhogen (Jungandreas et al., 2022). De hotspots in vogelsoortenrijkdom worden gevonden in mozaïeklandschappen, waarin bossen, moerassen, grasland en rijgewassen zoals maïs en granen met elkaar in evenwicht zijn (de Zwaan et al., 2022).

## 5 Discussie en aanbevelingen

### 5.1 De discussie omtrent biodiversiteit en agroforestry

#### 5.1.1 Vergelijkingen tussen agroforestrysystemen

In onderzoeken in rijenteeltsystemen werd met name gekeken naar functionele agrobiodiversiteit en nauwelijks naar landschappelijke diversiteit en specifieke soorten. Er werd geconcludeerd dat natuurlijke vijanden, bestuivers en zelfs de omvang van schimmels en de bacteriële biomassa worden bevorderd door bomenrijen in gematigde rijenteeltsystemen (Beule et al., 2022; Staton, Walters, et al., 2022; Staton et al., 2021b), terwijl er geen studies werden gevonden die het effect op akkerlandvogels onderzochten. Onderzoek in silvopastorale systemen leek echter juist meer gericht op specifieke soorten, zoals vogels en vleermuizen, en minder op de functionele biodiversiteit. De conclusie zou getrokken kunnen worden dat rijenteelten meer positieve invloed op functionele agrobiodiversiteit hebben dan silvopastorale systemen, maar dit is mogelijk een onterechte conclusie. Er wordt in grasland vaak een heel andere discussie gevoerd dan in akkerland, omdat grasland zonder bomen al veel biodiversiteit kan herbergen (Deru et al., 2018). Bovendien is gras, in tegenstelling tot akkerbouwgewassen, niet afhankelijk van bestuiving of natuurlijke plaagcontrole. Het blijft contextafhankelijk of het toevoegen van bomen en struiken aan grasland wenselijk is wat betreft de biodiversiteit, bijvoorbeeld in weidevogelkerngebieden (Eekeren et al., 2022). Er kan mogelijk meer winst behaald worden door het productieve grasland zelf te verrijken met een grotere diversiteit aan functionele grassen en kruiden als weegbree, duizendblad en cichorei, voornamelijk als deze soorten de kans krijgen om in bloei te komen (Janssen & Bongers, 2022; Eekeren et al., 2022). Een laagproductief, bloemrijk grasland zal nog meer insecten herbergen (De Groot et al., 2018). In silvopastorale systemen zou de strook onder de bomen geschikt zijn om functionele en zeldzame kruiden te laten bloeien en in de naastgelegen strook te laten uitzaaïen, iets wat in een rijenteeltsysteem juist niet gewenst is (Boinot, Fried, et al., 2019).

#### 5.1.2 Begrippen en definities

Agroforestry is een containerbegrip voor een brede reeks van landbouwsystemen met houtachtigen. In de Nederlandse context blijkt het met name lastig onderscheid te maken tussen een agroforestryperceel en een perceel met landschapselementen, zoals een enkele bomenrij langs de rand. Verder is het verschil tussen heggen, hagen, singels en houtwallen door verschillende talen en dialecten niet altijd helder. Door Mupepele et al. (2021) werd een meta-analyse gedaan naar het effect van agroforestry op biodiversiteit in de gematigde streken. Zij concludeerden dat agroforestry nauwelijks invloed heeft op de biodiversiteit. Volgens Boinot et al. (2022) zaten er aan deze meta-analyse echter haken en ogen, die veel te maken lijken te hebben met de gestelde definities van agroforestry en biodiversiteit. Zo werden heggen niet meegenomen terwijl dat volgens Boinot et al. (2022) erg belangrijke habitatten zijn in

landbouwgebied. De meta-analyse beschouwde slechts één facet van biodiversiteit (soortenrijkdom) en dat is onvoldoende om het een effect op biodiversiteit te noemen. Overigens hadden 11 van de 28 studies in de meta-analyse geen adequate controleplots en was er een gebrek aan een systematische aanpak. Het probleem van verschillende agroforestry-definities, en het gebruik van soortenrijkdom als enige benadering van biodiversiteit, werd door Mupepele en co-auteurs erkend (Mupepele and Dormann, 2022). Deze wisseling van inzichten tussen agroforestryonderzoekers benadrukt de noodzaak voorzichtig te zijn om studieresultaten van de ene lokale context naar een andere over te dragen.

### **Indeling biodiversiteit**

In deze studie werd gebruik gemaakt van het integrale kader met de vier pijlers van biodiversiteit. De vier pijlers van biodiversiteit hebben onderlinge samenhang en het was lastig soorten in te delen in een van de vier pijlers. Sommige soorten vleermuizen staan op de Rode Lijst, maar zijn mogelijk tegelijk belangrijk als biologische bestrijders en hadden dus ook ingedeeld kunnen worden onder functionele agrobiodiversiteit (Park, 2015; Geerts & Meerburg, 2010).

### **Beperkte studie**

Er zijn naar verwachting nog relevante studies die in deze studie niet naar voren zijn gekomen. Het doel van deze literatuurstudie was dan ook niet om de beschikbare literatuur volledig uit te putten om zo een harde conclusie over het effect van agroforestry op biodiversiteit te onderbouwen, maar om de meest relevante resultaten die tot nog toe geboekt zijn te beschrijven.

## **5.2 Aanbevelingen voor toekomstig onderzoek**

In toekomstig onderzoek zou de invloed van agroforestrysystemen op andere ecosysteemdiensten verder onderzocht kunnen worden, met name ecosysteemdiensten die indirect weer invloed hebben op de biodiversiteit, zoals waterzuivering en koolstofvastlegging (klimaatmitigatie). Ook het effect van beheerintensiteit zou beter onderzocht kunnen worden, bijvoorbeeld het effect van bladafval en rottend fruit wat in de boomstroom ligt. Tenslotte is er dringend behoefte aan om te onderzoeken hoe bomen de mineralenkringloop beïnvloeden, met name die van stikstof. Agroforestry kan mogelijk een indirect positief effect op de biodiversiteit hebben via de stikstofkringloop door met diepe wortels uitspoelend nitraat op te nemen en met het blad ammoniak tot 60% weg te vangen (Brusselman et al., 2015; Fuchs, Schoutsen, et al., 2021; Fuchs, van der Meer, et al., 2021). Dit moet nog verder onderzocht worden, net als het effect van agroforestry op mycorrhizas (Beule et al., 2022).

Deze literatuurstudie was onder andere bedoeld als voorwerk om agrariërs te belonen voor hun inspanningen voor biodiversiteit met behulp van agroforestry. Meer onderzoek is nodig om het effect op biodiversiteit te kunnen kwantificeren en hier een financiële waarde aan te koppelen, mogelijk via de Kritische Prestatie Indicatoren (KPI's) die in ontwikkeling zijn en gaan helpen bij de

integrale sturing, monitoring en beloning van biodiversiteit. Om handvatten te bieden aan inrichtingsmaatregelen voor wilde bijen en zweefvliegen ontwikkelden Ozinga et al. (2022) ecoprofielen voor wilde bijen en zweefvliegen (Bijlage 3). Een ecoprofiel is een veelheid aan soorten teruggebracht tot een beperkt aantal groepen die vergelijkbare eisen stellen. Zoals er voor de bijen en zweefvliegen ecoprofielen zijn gemaakt, zo is er ook voor weidevogels een overzicht gemaakt van factoren die invloed hebben op hun voorkomen in een gebied (Eekeren et al., 2022) (Bijlage 4). Om de wilde bijendichtheid in een rijenteeltsysteem met wilg te voorspellen werd door Graham and Nassauer (2019) het Lonsdorf model gebruikt. Een vervolgstudie zou deze en andere bestaande instrumenten kunnen combineren in een nieuw integraal instrument dat inschat welke biodiversiteit in agroforestrysystemen verwacht kan worden. In onderzoeken is een integrale benadering gewenst, waarbij niet alleen naar biodiversiteit, maar ook andere ecosysteemdiensten, zoals effect op bodemkwaliteit en voedselproductie onderzocht wordt (Kreitzman et al., 2022). Naast alle voordelen moeten ook ecologische nadelen inzichtelijk gemaakt worden, zoals knaagdierenschade en onkruidconcurrentie.

Methodologische inconsistenties zijn limiterend om conclusies te trekken en studies te vergelijken (Graham et al., 2018). Gestandaardiseerde, uniforme meetmethodes maken het vergelijken van resultaten mogelijk. Voor het monitoren van insecten zijn tot op dit moment vaak pot- en plakvallen gebruikt, die ongewenste neveneffecten kunnen veroorzaken. Zo leken bij het onderzoek van Staton et al. (2021a) plakvallen te concurreren met bloeiende planten, waardoor er meer insecten dicht bij gemaaide stroken gevangen werden. Agroforestrysystemen hebben andere problemen met plaagbestrijding dan gewone landbouwsystemen. Op kenmerken gebaseerde benaderingen kunnen een beter mechanistisch inzicht verschaffen in de effecten van landbouwsystemen op plaaginsecten en hun natuurlijke vijanden, deze methode zou in toekomstige agroforestry-studies toegepast kunnen worden (Staton et al., 2021b).

## 6 Conclusie

Het doel van dit literatuuronderzoek was om inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van verschillende Nederlandse agroforestrysystemen op de biodiversiteit en om dit inzicht toepasbaar te maken voor de praktijk.

Uit de onderzochte literatuur blijkt dat er in rijenteeltsystemen overwegend meer functionele agrobiodiversiteit voorkomt dan in open akkerbouw, maar dat dit verschilt per soortengroep. Naast dat er een hogere dichtheid en diversiteit aan natuurlijke vijanden (o.a. kevers, zweefvliegen) gevonden werd, kan de druk van sommige plagen (o.a. slakken) juist hoger worden. Rijenteeltsystemen bevatten ook een hogere diversiteit aan bestuivers, een effect dat toenam met de leeftijd van het systeem. Ook voor afvaeters, bacteriën en schimmels werd een hogere dichtheid en diversiteit gevonden in rijenteeltsystemen vergeleken met open akkers. Vogels werden relatief weinig onderzocht.

In silvopastorale systemen werden zowel typische bos- als graslandsoorten van kevers, sprinkhanen, vleermuizen en vogels gevonden. De dichtheid en diversiteit van kevers en sprinkhanen in silvopastorale systemen was niet consistent hoger dan in grasland, maar wel dan in bos. Het viel op dat sommige vogelsoorten enkel voorkwamen in het silvopastorale systeem. Er bleek weinig onderzoek naar functionele agrobiodiversiteit beschikbaar.

Het meeste onderzoek lijkt tot nu toe gedaan te zijn in heggen, waar geregeld hogere dichtheden aan natuurlijke vijanden en specifieke soorten werden gevonden in percelen met heggen. Dichte heggen kunnen de beweging van zowel schadelijke als nuttige insecten tussen velden belemmeren. Hoewel vlinders niet beperkt zijn tot heggen, werden er wel veel vlinders op en rondom heggen gevonden. De structuur van de heg beïnvloedt in grote mate welke vogelsoorten er in de heg voorkomen.

In het ontwerp en beheer zijn keuzes te maken die ook invloed zullen hebben op de biodiversiteit. Hoewel moeilijk hierop te sturen is, lijkt de dichtheid en rijkdom aan soorten te groeien met de leeftijd van een agroforestrysysteem. Er kan in het ontwerp wel gestuurd worden op maximale botanische en structurele diversiteit en een optimale ruimtelijke indeling en ligging in het landschap. Zo blijkt de lineaire structuur van heggen en bomenrijen bijvoorbeeld vleermuizen aan te trekken. Het inzaaien en onderhouden van een kruidenrijke strook onder de bomenrijen en heggen zal naar verwachting een positief effect op biodiversiteit hebben. Een minder intensief maai- en snoei-beheer, waarbij kruiden en struiken de kans krijgen om te bloeien, zal met name een positief effect hebben op vlinders en andere bestuivers. Deze en andere knoppen om aan te draaien in ontwerp en beheer zijn samengevoegd in een overzicht wat hulp biedt in de complexiteit van het effect van agroforestry op biodiversiteit.

De positieve effecten van agroforestry op biodiversiteit mogen niet zonder meer voor waarheid aangenomen worden, tegelijk mag het potentieel van agroforestry niet voorbarig onderschat worden. Het is belangrijk om te werken met duidelijke definities van biodiversiteit en agroforestry. Meer onderzoek is nodig om de effecten van agroforestry op biodiversiteit te kwantificeren.



## 7 Referenties

- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In (pp. 19-31). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-50019-9.50005-4>
- Besnard, A., & Secondi, J. (2014). Hedgerows diminish the value of meadows for grassland birds: Potential conflicts for agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 21-27.
- Beule, L., Vaupel, A., & Moran-Rodas, V. E. (2022). Abundance, Diversity, and Function of Soil Microorganisms in Temperate Alley-Cropping Agroforestry Systems: A Review. *Microorganisms*, 10(3), 616. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10030616>
- Bianchi, F. (2003). Plaagregulatie door groenblauwe dooradering. *Landschap: tijdschrift voor landschapsecologie en milieukunde*, 20(3), 133-141.
- Boinot, S., Barkaoui, K., Mézière, D., Lauri, P.-E., Sarthou, J.-P., & Alignier, A. (2022). Research on agroforestry systems and biodiversity conservation: what can we conclude so far and what should we improve? *BMC ecology and evolution*, 22(1), 1-6.
- Boinot, S., Fried, G., Storkey, J., Metcalfe, H., Barkaoui, K., Lauri, P.-É., & Mézière, D. (2019). Alley cropping agroforestry systems: Reservoirs for weeds or refugia for plant diversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106584. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584>
- Boinot, S., Mézière, D., Poulmarc'h, J., Saintilan, A., Lauri, P.-É., & Sarthou, J.-P. (2020). Promoting generalist predators of crop pests in alley cropping agroforestry fields: farming system matters. *Ecological Engineering*, 158, 106041.
- Boinot, S., Poulmarc'h, J., Meziere, D., Lauri, P.-E., & Sarthou, J.-P. (2019). Distribution of overwintering invertebrates in temperate agroforestry systems: Implications for biodiversity conservation and biological control of crop pests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 285, 106630.
- Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. A., & Dolman, P. M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological conservation*, 144(6), 1790-1798. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.017>
- Brusselman, E., Beck, B., de Campeneere, S., Demeyer, P., Goossens, K., Kerselaers, E., & et al. (2015). *Screening van maatregelen die kunnen leiden tot de reductie van ammoniakemissie afkomstig van landbouw*.
- Burgess, P. J. (1999). Effects of agroforestry on farm biodiversity in the UK.
- Cardinael, R., Hoeffner, K., Chenu, C., Chevallier, T., Béral, C., Dewisme, A., & Cluzeau, D. (2018). Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry. *Biology and Fertility of Soils* 2018 55:2, 55(2), 171–183. <https://doi.org/10.1007/S00374-018-1332-3>
- Clausen, M. A., Elle, E., & Smukler, S. M. (2022). Evaluating hedgerows for wild bee conservation in intensively managed agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326, 107814.
- Cuijpers, W., & Brouwer, G. (2021). *Wilde bijen in de boomgaard*. Louis Bolk Instituut, Bunnik.
- Dänhardt, J., Green, M., Lindström, Å., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2010). Farmland as stopover habitat for migrating birds – effects of organic farming and landscape structure. *Oikos*, 119(7), 1114–1125. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2009.18106.X>
- De Boer, W. (2017). Biologische bestrijding met bodemmicroben. *Gewasbescherming*, 48.
- De Groot, A., Van Kats, R., Kleijn, D., Diaz Calafat, J., & Kossen, H. (2018). *Naar een bijvriendelijk beheer van hagen langs boerenland in Zuid-Limburg*.

- de Zwaan, D. R., Alavi, N., Mitchell, G. W., Lapen, D. R., Duffe, J., & Wilson, S. (2022). Balancing conservation priorities for grassland and forest specialist bird communities in agriculturally dominated landscapes. *Biological conservation*, 265, 109402.
- Den Belder, E., Elderson, J., Schelling, G., & Guldemon, J. (2007). Het functionele landschap: de invloed van landschap en bedrijfsvoering op natuurlijke plaagonderdrukking in spruitkool. *entomologische berichten*, 67(6), 209-212.
- Den Belder, E., Elderson, J., Van Den Brink, W., & Schelling, G. (2002). Effect of woodlots on thrips density in leek fields: a landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1-3), 139-145.
- Deru, J. G. C., Bloem, J., De Goede, R., Keidel, H., Kloen, H., Rutgers, M., Van Den Akker, J., Brussaard, L., & Van Eekeren, N. (2018). Soil ecology and ecosystem services of dairy and semi-natural grasslands on peat. *Applied Soil Ecology*, 125, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.011>
- Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V., & Bani, L. (2016). How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: A two-species approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 231, 283-290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.005>
- Dover, J., & Sparks, T. (2000). A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of environmental management*, 60(1), 51-63. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0361>
- Eekeren, N. v., Wit, J. d., Versteeg, C., Hoekstra, N., Pijlman, J., Janssen, P., Deru, J., Bruinenberg, M., Manhoudt, A., & Jansma, A. (2022). *Winst & weidevogels*.
- Erisman, J. W., de Vries, W., van Donk, E., Reumer, J., van den Broek, J., Smit, A., Kerklaan, J., & van Schayck, P. (2021). *Stikstof: de sluipende effecten op natuur en gezondheid*. Uitgeverij Lias.
- Erisman, J. W., Eekeren, N. v., Cuijpers, W. J., Wit, J. d., & Daniels, L. (2016). Biodiversiteit als basis voor het agrarische bedrijf. In L. B. Instituut (Ed.). Driebergen: Louis Bolk Instituut.
- Erisman, J. W., van Eekeren, N., Cuijpers, W. J., & de Wit, J. (2014). *Biodiversiteit in de melkveehouderij: Investeren in veerkracht en reduceren van risico's*.
- Evenepoel, M. (2008). *Het technisch vademecum bomen*. A. v. N. e. Bos.
- Ewals, J., & Maurer, S. (2020). *Hedgerows - More than just a fence* Van Hall Larenstein]. Leeuwarden.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., & Gibbs, H. K. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.
- Forman, R. T., & Baudry, J. (1984). Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental management*, 8(6), 495-510.
- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Hawkins, C. L., Broyles, M., & Jones, G. (2019). Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes? *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1610-1623. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13412>
- Fry, G., & Main, A. (1993). Restoring seemingly natural communities on agricultural land. *Nature conservation*, 3, 225-241.
- Fuchs, L., Meer, F. van der, Schoutsen, M., & Smit, E. (2021). *Verkenning naar de potentie van agroforestry als oplossingsrichting voor de stikstofproblematiek in de provincie Zeeland : Inventarisatie vanuit bestaande literatuur van de (mogelijke) effecten van silvo-arable agroforestry op stikstofstromen en een interpretatie van hoe de stikstofdynamiek in agroforestry systemen verschilt ten opzichte van die van de monocultuur akkerbouw*. <https://doi.org/10.18174/568426>

- Fuchs, L., Schoutsen, M., Rombouts, P., & Selin Noren, I. (2021). *Agroforestry in het Zeeuwse landschap*. <https://doi.org/10.18174/567384>
- Geerts, R., & Meerburg, B. (2010). *Vogels en vleermuizen in de Hoeksche Waard en hun bijdrage aan Functionele AgroBiodiversiteit (FAB)*.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamtko, T., & Winqvist, C. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, *11*(2), 97-105.
- Gibbs, S., Koblents, H., Coleman, B., Gordon, A., Thevathasan, N., & Williams, P. (2016). Avian diversity in a temperate tree-based intercropping system from inception to now. *Agroforestry systems*, *90*(5), 905-916.
- Graham, J. B., & Nassauer, J. I. (2019). Wild bee abundance in temperate agroforestry landscapes: Assessing effects of alley crop composition, landscape configuration, and agroforestry area. *Agroforestry systems*, *93*(3), 837-850.
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., & Staley, J. T. (2018). The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological conservation*, *220*, 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.017>
- Haddaway, N. R., Brown, C., Eales, J., Eggers, S., Josefsson, J., Kronvang, B., Randall, N. P., & Uusi-Kämppä, J. (2018). The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. *Environmental evidence*, *7*(1), 1-43.
- Herzog, F. (1998). Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry systems*, *42*(1), 61-80. <https://doi.org/10.1023/a:1006152127824>
- Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of environmental management*, *60*(1), 33-49.
- Hof, A. R., & Bright, P. W. (2010). The value of agri-environment schemes for macro-invertebrate feeders: hedgehogs on arable farms in Britain. *Animal Conservation*, *13*(5), 467-473. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00359.x>
- Holland, J., Southway, S., Birkett, T., & Moreby, S. (2006). The relative merits of field and boundary habitats for conservation biocontrol. *IOBC wprs Bulletin*, *29*(6), 57.
- Holland, J. M., Bianchi, F. J., Entling, M. H., Moonen, A.-C., Smith, B. M., & Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest management science*, *72*(9), 1638-1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Hoppenreijts, J., Beringen, R., Collas, F., Eeuwes, D., Odé, B., & Leuven, R. (2019). Risicobeoordeling van voedselbosbouw als introductieroute voor invasieve plantensoorten.
- Jacot, K. A., & Bosshard, A. (2007). *Improved field margins for a higher biodiversity in agricultural landscapes The aesthetic qualities of farmland according to the Swiss public View project Sustainable Agriculture View project*. <https://www.researchgate.net/publication/268347640>
- Janssen, P. W. L., & Bongers, T. (2022). Kunstmest besparen met kruidenrijk grasland. *Vfocus*, 28-30. <https://www.louisbolk.nl/publicaties/kunstmest-besparen-met-kruidenrijk-grasland>
- Jose, S. (2012). Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry systems*, *85*(1), 1-8. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9517-5>
- Jungandreas, A., Roilo, S., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., & Cord, A. F. (2022). Response of endangered bird species to land-use changes in an agricultural landscape in Germany. *Regional Environmental Change*, *22*(1), 1-14.
- Klaa, K., Mill, P., & Incoll, L. (2005). Distribution of small mammals in a silvoarable agroforestry system in Northern England. *Agroforestry systems*, *63*(2), 101-110.

- Kranz, A. J., Wolz, K. J., & Miller, J. R. (2019). Effects of shrub crop interplanting on apple pest ecology in a temperate agroforestry system. *Agroforestry systems*, 93(3), 1179-1189. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0224-8>
- Kreitzman, M., Eyster, H., Mitchell, M., Czajewska, A., Keeley, K., Smukler, S., Sullivan, N., Verster, A., & Chan, K. M. A. (2022). Woody perennial polycultures in the U.S. Midwest enhance biodiversity and ecosystem functions. *Ecosphere*, 13(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3890>
- Krings, C. H., Darras, K., Hass, A., Batáry, P., & Fabian, Y. (2022). Not only hedgerows, but also flower fields can enhance bat activity in intensively used agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*.
- Lagerlöf, J., Stark, J., & Svensson, B. (1992). Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40(1-4), 117-124. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90087-r](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90087-r)
- Lambermon, M., & Beart, K. (2020). Eikenprocessierups-Boomen en struiken heerlijk gevend. *Vlinders*.
- Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S. J., & Bonnet, X. (2017). Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecological Indicators*, 72, 615-626. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.08.032>
- Luske, B., Bestman, M., van Veluw, K., Prins, E., & Rombouts, P. (2020). *Masterplan Agroforestry - Advies voor het realiseren van een schaa sprong van agroforestry in Nederland*. L. B. Instituut.
- Luske, I. B. (2016). Functionele agrobiodiversiteit, FAB, bestuiving, kruiden, bijen, fruit, appel, peer 2016-028 LbD 24 pagina's.
- Manning, A. D., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006). Scattered trees are keystone structures—implications for conservation. *Biological conservation*, 132(3), 311-321.
- Mauremooto, J., Wratten, S. D., Worner, S. P., & Fry, G. L. A. (1995). Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(2-3), 141-148. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00548-s](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)00548-s)
- Mcadam, J., Sibbald, A., Teklehaimanot, Z., & Eason, W. R. (2007). Developing silvopastoral systems and their effects on diversity of fauna. *Agroforestry systems*, 70(1), 81-89.
- Ministerie-van-Landbouw, -. N.-e.-V. (2020). *Bos voor de toekomst - Uitwerking ambities en doelen landelijke Bossenstrategie en beleidsagenda 2030*. Den Haag: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
- Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., De Jalón, S. G., Hartel, T., Mirck, J., Pantera, A., Palma, J. H. N., Paulo, J. A., Re, G. A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., Viaud, V., & Burgess, P. J. (2018). Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforestry systems*, 92(4), 877-891. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0126-1>
- Mupepele, A.-C., & Dormann, C. F. (2022). Reply to: "Research on agroforestry systems and biodiversity conservation: what can we conclude so far and what should we improve?" by Boinot et al. 2022. *BMC ecology and evolution*, 22(1). <https://doi.org/10.1186/s12862-022-02016-Z>
- Mupepele, A.-C., Keller, M., & Dormann, C. F. (2021). European agroforestry has no unequivocal effect on biodiversity: a time-cumulative meta-analysis. *BMC ecology and evolution*, 21(1), 1-12.
- Oosterveld, E. (2013). In singel en wal: biodiversiteit van het coulisselandschap van de Noordlike Fryske Wâlden. *Hoofdrapport. A&W-rapport*, 1724.
- Ozinga, W., Scheper, J., de Groot, A., Reemer, M., Raemakers, I., Van Dooremalen, C., Biesmeijer, K., & Kleijn, D. (2018). *Wilde bijen en zweefvliegen per landschapstype*.

- Ozinga, W. A., de Groot, A., van Rooij, S., Sanders, D., Hennekens, S. M., Reemer, M., & Stip, A. (2022). Ecoprofielen voor wilde bijen en zweefvliegen: Handvaten voor inrichtingsmaatregelen op landschapsschaal.
- Pardon, P. (2018). *Silvoarable agroforestry systems in temperate regions: impact of tree rows on crops, soil and biodiversity* Ghent University].
- Pardon, P., Reheul, D., Mertens, J., Reubens, B., De Frenne, P., De Smedt, P., Proesmans, W., Van Vooren, L., & Verheyen, K. (2019). Gradients in abundance and diversity of ground dwelling arthropods as a function of distance to tree rows in temperate arable agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 270, 114-128.
- Park, K. J. (2015). Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology*, 80(3), 191-204. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Pocock, M. J. O., & Jennings, N. (2007). Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 151-160. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01361.x>
- Précigout, P.-A., & Robert, C. (2022). Effects of hedgerows on the preservation of spontaneous biodiversity and the promotion of biotic regulation services in agriculture: towards a more constructive relationships between agriculture and biodiversity. *Botany Letters*, 1-29. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2053205>
- Prins, E., Bestman, M., Roelen, S., van Veluw, K., & Rombouts, P. (2021). *Advies Community of Practice Agroforestry*. L. B. Instituut. <https://louis-bolk.nl/publicaties/advies-community-practice-agroforestry>
- Ricci, B., Franck, P., Bouvier, J.-C., Casado, D., & Lavigne, C. (2011). Effects of hedgerow characteristics on intra-orchard distribution of larval codling moth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3-4), 395-400.
- Rijsdijk, K.F. (2022). *Heg. Een behaaglijk landschap voor mens en natuur*. Uitgeverij Noordboek.
- Rolo, V., Rocas-Diaz, J. V., Torralba, M., Kay, S., Fagerholm, N., Aviron, S., Burgess, P., Crous-Duran, J., Ferreira-Dominguez, N., & Graves, A. (2021). Mixtures of forest and agroforestry alleviate trade-offs between ecosystem services in European rural landscapes. *Ecosystem Services*, 50, 101318.
- Rösch, V., Hoffmann, M., Diehl, U., & Entling, M. H. (2019). The value of newly created wood pastures for bird and grasshopper conservation. *Biological conservation*, 237, 493-503.
- Sánchez, A. C., Jones, S. K., Purvis, A., Estrada-Carmona, N., & De Palma, A. (2022). Landscape and functional groups moderate the effect of diversified farming on biodiversity: A global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 332, 107933.
- Smits, M. J. W., & van Alebeek, F. (2007). Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw: een literatuurstudie.
- Southwood, T. R. E., & Way, M. J. (1970). Ecological background to pest management. *Concepts of Pest Managements*, 6-29.
- Staley, J. T., Botham, M. S., Chapman, R. E., Amy, S. R., Heard, M. S., Hulmes, L., Savage, J., & Pywell, R. F. (2016). Little and late: How reduced hedgerow cutting can benefit Lepidoptera. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.018>
- Stam, J., de Groot, G., Holster, H., Winkler, K., Schmidt, A., & Engels, H. (2019). *Bijen in de boomgaard: Werkboek voor meer biodiversiteit en een goed bestoven gewas*.
- Staton, T., Breeze, T. D., Walters, R. J., Smith, J., & Girling, R. D. (2022). Productivity, biodiversity trade-offs, and farm income in an agroforestry versus an arable system. *Ecological Economics*, 191, 107214.

- Staton, T., Walters, R., Smith, J., Breeze, T., & Girling, R. (2021a). Management to Promote Flowering Understoreys Benefits Natural Enemy Diversity, Aphid Suppression and Income in an Agroforestry System. *Agronomy*, 11(4), 651. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040651>
- Staton, T., Walters, R. J., Breeze, T. D., Smith, J., & Girling, R. D. (2022). Niche complementarity drives increases in pollinator functional diversity in diversified agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 336, 108035.
- Staton, T., Walters, R. J., Smith, J., Breeze, T. D., & Girling, R. D. (2021b). Evaluating a trait-based approach to compare natural enemy and pest communities in agroforestry vs. arable systems. *Ecological Applications*, 31(4). <https://doi.org/10.1002/eap.2294>
- Stutz, S., & Entling, M. H. (2011). Effects of the landscape context on aphid-ant-predator interactions on cherry trees. *Biological Control*, 57(1), 37-43.
- Swift, M. J., & Anderson, J. M. (1993). Biodiversity and ecosystem function in agroecosystems. *Biodiversity and ecosystem function*, 57-83.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G., & Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 150–161. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.06.002>
- Tresise, M. E., Reed, M. S., & Chapman, P. J. (2021). Effects of hedgerow enhancement as a net zero strategy on farmland biodiversity: a rapid review. *Emerald Open Research*, 3, 23.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tuinstra, G. (2014). Nachtvinders in de Noordlike Fryske Wâlden. *entomologische berichten*, 74(6), 244-256.
- van Maaswaal, N. (2021). *Europese milieu-en klimaatwetgeving vertaald in Nederlandse beleidsplannen*. Ministerie-van-Landbouw-Natuur-en-Voedselkwaliteit. <https://www.toekomstg1b.nl/binaries/toekomstg1b/documenten/rapporten/2021/06/23/europese-milieu--en-klimaatwetgeving-vertaald-in-nederlandse-beleidsplannen/Europese+milieu-+en+klimaatwetgeving+vertaald+in+Nederlandse+beleidsplannen.pdf>
- van Vooren, L., Bert, R., Steven, B., Victoria, N., Paul, P., & Kris, V. (2017). Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 244, 32-51.
- Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. G. (2020). Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107031. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107031>
- Vickery, J. A., Feber, R. E., & Fuller, R. J. (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1–2), 1–13. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2009.05.012>
- Von Königslöw, V., Fornoff, F., & Klein, A.-M. (2022). Pollinator enhancement in agriculture: comparing sown flower strips, hedges and sown hedge herb layers in apple orchards. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 433-451. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02338-w>
- Weninger, T., Scheper, S., Lackóová, L., Kitzler, B., Gartner, K., King, N. W., Cornelis, W. M., Strauss, P., & Michel, K. (2021). Ecosystem services of tree windbreaks in rural landscapes—a systematic review. *Environmental Research Letters*.
- Winkler, M. (2020). *Biodiversität auf Streuobstwiesen*. Baumpflegeportal. Retrieved 4 April from <https://www.baumpflegeportal.de/aktuell/biodiversitaet-streuobstwiesen/>
- Wood, H., Lindborg, R., & Jakobsson, S. (2017). European Union tree density limits do not reflect bat diversity in wood-pastures. *Biological conservation*, 210, 60-71.
- Wretenberg, J., Pärt, T., & Berg, Å. (2010). Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biological conservation*, 143(2), 375-381.

# Bijlagen

## Bijlage 1. Vlindersoorten in Britse heggen

Onderstaande tabel is overgenomen uit Dover and Sparks (2000). Met rood is aangegeven welke soorten niet (meer) in Nederland voorkomen en met groen welke struiken in een heg zouden passen.

**Table 1.** Butterfly species recorded from hedgerows in Britain unpublished data (Dover *et al.*, 2000; Pollard *et al.*, 1986; Thomas, 1986). Population structure (C, closed; O, open) and conservation status (Warren, 1992) and example host plant (Thomas, 1986). Butterfly species names as by Emmet and Heath (1989) and plant names as by Fitter *et al.* (1974) and Keble Martin (1969)

Family	Scientific name	Common name	Breeding in hedgerows	Population structure	Status	Example host plant
Hesperiidae	<i>Erynnis tages</i> (L.)	Dingy skipper	Unlikely	C		<i>Lotus corniculatus</i> L.
	<i>Ochlodes venata</i> (B. & G.)	Large skipper	Yes	C		<i>Dactylis glomerata</i> L.
	<i>Pyrgus malvae</i> (L.)	Grizzled skipper	Unlikely	C		<i>Fragaria vesca</i> L.
	<i>Thymelicus lineola</i> (Ochs.)	Essex skipper	Yes	C		<i>D. glomerata</i>
	<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda)	Small skipper	Yes	C		<i>Holcus lanatus</i> L.
Lycaenidae	<i>Aricia agestis</i> (D. & S.)	Brown argus	Unlikely	C		<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.
	<i>Callophrys rubi</i> (L.)	Green hairstreak	Unlikely	C		<i>Vaccinium myrtillus</i> L.
	<i>Celastrina argiolus</i> (L.)	Holly blue	Yes	O		<i>Ilex aquifolium</i> L. & <i>Hedera helix</i> L.
	<i>Lycaena phlaeas</i> (L.)	Small copper	Yes	C		<i>Rumex acetosa</i> L.
	<i>Plebejus argus</i> (L.)	Silver-studded blue	Unlikely	C	Scarce <sup>a</sup>	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull
	<i>Polyommatus icarus</i> (Rott.)	Common blue	Yes	C		<i>L. corniculatus</i>
	<i>Quercusia quercus</i> (L.)	Purple hairstreak	Unlikely	C		<i>Quercus</i> spp.
	<i>Satyrium w-album</i> (Knoch)	White-letter hairstreak	Yes	C	Scarce	<i>Ulmus</i> spp.
	<i>Satyrium prunifl.</i>	Black hairstreak	Yes	C	RDB4 <sup>b</sup>	<i>Prunus spinosa</i> L.
	<i>Thecla betulae</i> (L.)	Brown hairstreak	Yes	O	Scarce	<i>P. spinosa</i>
	<i>Aglais urticae</i> (L.)	Small tortoiseshell	Yes	O		<i>Urtica dioica</i> L.
	Nymphalidae	<i>Argynnis aglaja</i> (L.)	Dark green fritillary	Unlikely	C	
<i>Argynnis paphia</i> (L.)		Silver washed fritillary	Unlikely	C		<i>Viola riviniana</i> Reichb.
<i>Boloria euphrosyne</i> (L.)		Pearl-bordered fritillary	Unlikely	C	Scarce	<i>V. riviniana</i>
<i>Boloria selene</i> (D. & S.)		Small pearl-bordered fritillary	Unlikely	C		<i>V. riviniana</i>
<i>Inachis io</i> (L.)		Peacock	Yes	O		<i>U. dioica</i>

**Table 1.** (Continued)

Family	Scientific name	Common name	Breeding in hedgerows	Population structure	Status	Example host plant
Pieridae	<i>Apatura iris</i> (L.)	Purple emperor	Unlikely	C	Scarce	<i>Salix caprea</i> L.
	<i>Polygonia c-album</i> (L.)	Comma	Yes	O		<i>U. dioica</i>
	<i>Vanessa atalanta</i> (L.)	Red admiral	Yes	O		<i>U. dioica</i>
	<i>Cynthia cardui</i> (L.)	Painted lady	Yes	O		<i>Cirsium</i> spp.
	<i>Anthocharis cardamines</i> (L.)	Orange tip	Yes	O		<i>Alliaria petiolata</i> (Bieb.) C.&G.
	<i>Colias croceus</i> (Geoff.)	Clouded yellow	Unlikely	O		<i>Trifolium</i> spp.
	<i>Gonepteryx rhamni</i> (L.)	Brimstone	Yes	O		<i>Rhamnus catharticus</i> L.
	<i>Pieris brassicae</i> (L.)	Large white	Yes	O		<i>Brassica</i> spp.
	<i>Pieris napi</i> (L.)	Green veined white	Yes	O		<i>A. petiolata</i>
	<i>Pieris rapae</i> (L.)	Small white	Yes	O		<i>Brassica</i> spp.
Satyridae	<i>Aphantopus hyperantus</i> (L.)	Ringlet	Yes	C		<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv.
	<i>Coenonympha pamphilus</i> (L.)	Small heath	Yes	C		<i>Festuca</i> spp.
	<i>Hipparchia semele</i> (L.)	Grayling	Unlikely	C		<i>Agrostis setacea</i> Curt.
	<i>Lasiommata megera</i> (L.)	Wall	Yes	C		<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv.
	<i>Maniola jurtina</i> (L.)	Meadow brown	Yes	C		<i>Poa pratensis</i> L.
	<i>Melanargia galathea</i> (L.)	Marbled white	Yes	C		<i>Festuca rubra</i> L.
	<i>Pararge aegeria</i> (L.)	Speckled wood	Yes	C		<i>D. glomerata</i>
	<i>Pyronia tithonus</i> (L.)	Gatekeeper	Yes	C		<i>Agrostis</i> spp.

<sup>a</sup>Scarce, occurs in less than 100 10-km grid squares (Warren, 1992).

<sup>b</sup>Red Data Book Category 4: out of danger (Shirt, 1987).

## **Bijlage 2. Selectie inheemse voedselplanten voor bestuivers**

De onderstaande tabel is overgenomen uit Ozinga et al., 2022, p. 17-18




**Tabel 1** Een selectie van nuttige inheemse voedselplanten voor bijen en zweefvliegen met informatie over het voorkomen per landschapstype (fysisch-geografische regio) en de bloeiperiode. Deze plantensoorten kunnen een breed pallet aan bestuivers van voedsel voorzien.








Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Landschap	Laagveengebied	Zeekelegebied	Rivierengebied	Heuvelland	Hogere zandgronden	Duinen	Bloeitijd	Maart	April	Mei	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt
<b>Houtig</b>																	
<i>Crataegus laevigata</i>	Tweestijlige meidoorn				•	•	•					•					
<i>Crataegus monogyna</i>	Eenstijlige meidoorn		•	•	•	•	•	•				•	•				
<i>Hedera helix</i>	Klimop				•	•	•	•								•	•
<i>Prunus avium</i>	Zoete kers				•	•	•				•	•					
<i>Prunus padus</i>	Vogelkers		•	•	•	•	•	•			•	•					
<i>Prunus spinosa</i>	Sleedoorn		•	•	•	•	•	•		•	•						
<i>Rubus fruticosus</i>	Gewone braam		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•		
<i>Rubus idaeus</i>	Framboos		•	•	•	•	•	•				•	•	•			
<i>Salix alba</i>	Schietwilg		•	•	•		•	•			•	•					
<i>Salix aurita</i>	Geoorde wilg		•	•	•		•	•			•	•					
<i>Salix caprea</i>	Boswilg		•	•	•		•	•			•	•					
<i>Salix cinerea</i>	Grauwe/Rossige wilg		•	•	•		•	•		•	•						
<i>Salix purpurea</i>	Bittere wilg				•	•	•	•			•	•					
<i>Salix repens</i>	Kruipwilg		•	•		•	•	•			•	•					
<b>Dwergstruik</b>																	
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikhei		•	•	•	•	•	•						•	•	•	•
<i>Erica tetralix</i>	Gewone dophei		•				•	•					•	•	•	•	•
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blauwe bosbes					•	•				•	•	•				
<b>Meerjarig (droog-vochtig)</b>																	
<i>Achillea millefolium</i>	Gewoon duizendblad		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Anchusa officinalis</i>	Gewone ossentong							•				•	•	•	•	•	•
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Fluitenkruid		•	•	•	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Wondklaver					•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Bryonia dioica</i>	Heggenrank		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Campanula rapunculoides</i>	Akkerklokje		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Campanula rapunculus</i>	Rapunzelklokje		•		•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Campanula rotundifolia</i>	Grasklokje		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Campanula trachelium</i>	Ruig klokje		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem					•					•	•	•	•	•	•	•
<i>Carduus crispus</i>	Kruidistel		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Carduus nutans</i>	Knikkende distel				•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Centaurea jacea</i>	Knoopkruid		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Centaurea scabiosa</i>	Grote centaurie				•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Cichorium intybus</i>	Wilde cichorei		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Cirsium vulgare</i>	Speerdistel		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Convolvulus arvensis</i>	Akkerwinde		•	•	•		•						•	•	•	•	•
<i>Crepis biennis</i>	Groot streepzaad				•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Daucus carota</i>	Peen		•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•
<i>Echium vulgare</i>	Slangenkruid		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Eryngium campestre</i>	Echte kruisdistel		•	•	•		•	•					•	•			
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif		•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•			
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklauw		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Hieracium laevigatum</i>	Stijf havikskruid				•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Hieracium pilosella</i>	Muizenoor		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•
<i>Hieracium umbellatum</i>	Schermhavikskruid						•	•					•	•	•	•	•
<i>Hypochaeris radicata</i>	Gewoon biggenkruid		•	•	•	•	•	•				•	•	•	•	•	•



### Bijlage 3. Ecoprofielen wilde bijen en zweefvliegen

Onderstaande figuur is overgenomen uit (Ozinga et al., 2022, p.32)



Ecoprofiel	Voedselhabitat (Breakfast)	Nest-/voortplantingsplekken (Bed)	Max. afstand tussen Bed en Breakfast (bijen)	Max. onderbreking in verbindend landschap
 <b>Bosrand &amp; grazig</b> Soorten van bos en struikgewas in combinatie met grasland met kale, onbegroeide plekken	<b>10 ha</b> voedselhabitat, waarvan 1,5 tot 5 ha bos of struweel, de rest bloemrijke grazige vegetatie	<b>10</b> geschikte plekken met bosranden en grazige vegetatie met kale plekken	<b>100m (500 m)</b>	<b>100 m</b>
 <b>Grazig droog</b> Soorten van droog grasland met kale, onbegroeide plekken	<b>10 ha</b> droge, bloemrijke grazige vegetatie	<b>10</b> geschikte plekken met droge grazige vegetatie met kale plekken	<b>100m (500 m)</b>	<b>100 m</b>
 <b>Grazig nat &amp; droog</b> Soorten van een mozaiek van natte en droge grazige vegetatie	<b>10 ha</b> bloemrijke, grazige of moerassige vegetatie, waarvan minimaal 2 ha droog	<b>10</b> geschikte plekken met grazige of moerassige vegetatie met variatie in natheid	<b>100m (500 m)</b>	<b>100 m</b>
 <b>Bos</b> Soorten van bos of park met oudere bomen en dood hout	<b>10 ha</b> structureel bos, incl. struweel en zonbeschenen bospaden, waarvan minimaal 2 ha ouder bos (met bomen >50 jaar)	Bomen en struiken van verschillende leeftijdsklassen en diverse typen dood hout	<b>100m (500 m)</b>	<b>500 m</b>
 <b>Open duin (kust)</b> Soorten van open, reliëfrijke duinen met kale, onbegroeide plekken en steilrandjes	<b>10 ha</b> reliëfrijke duinen met een kleinschalig mozaiek van open zand, bloemrijke grazige vegetatie en solitaire bomen of struiken	<b>10</b> geschikte plekken met reliëfrijke duinen met open zand en steilrandjes	<b>50m (250 m)</b>	<b>50 m</b>
 <b>Heide &amp; stuifzand (binnenland)</b> Soorten van heide en stuifzand met kale, onbegroeide plekken en steilrandjes	<b>10 ha</b> heide en/of stuifzand met een kleinschalig mozaiek van open zand, bloemrijke grazige vegetatie en solitaire bomen of struiken	<b>10</b> geschikte plekken met heide en/of stuifzand met open zand en steilrandjes	<b>50m (250 m)</b>	<b>50 m</b>
 <b>Basis</b> Soorten die kunnen voorkomen in diverse habitattypen en met een relatief hoge mobiliteit	<b>5 ha</b> droog, bloemrijke vegetatie (inclusief grasland, akkerranden, parken)	<b>5</b> geschikte plekken (boven en/of ondergronds)	<b>200 (1000 m)</b>	<b>500 m</b>

**Figuur 11** Overzicht van wat er voor de zeven ecoprofielen voor bestuivers minimaal nodig is voor een aantrekkelijk landschap. Voor 'Bed & Breakfast-gebied' worden vuistregels gegeven voor het benodigde voedselhabitat, de nest-/voortplantingsplekken en de maximale afstand daartussen (waar mogelijk liever minder). Voor verbindingzones in een 'verbindend landschap' wordt een indicatie gegeven van de maximale lengte van onderbrekingen in de verbindingzone.

## Bijlage 4. 'Ecoprofiel' weidevogels

Onderstaande figuur is overgenomen uit de brochure 'Winst en Weidevogels' van (Van Eekeren et al., 2022, p.5). De term 'ecoprofiel' is door de schrijver toegevoegd.

