



Universiteit Leiden

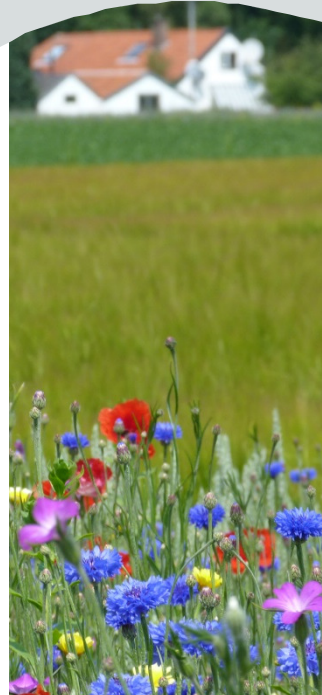
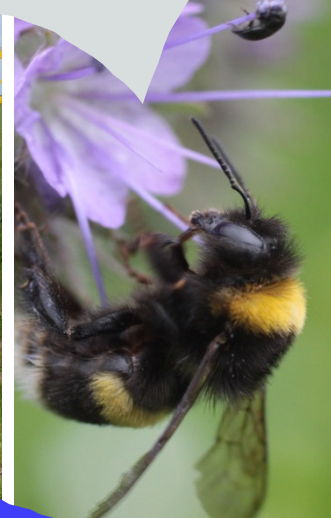
# De effectiviteit van akkerranden in het vervullen van maatschappelijke diensten

Een overzicht uit wetenschappelijke literatuur en praktijkervaringen

Merijn M. Bos & C.J.M. Musters

CML rapport 188

Department of Conservation Biology



**CML**

Institute of Environmental Sciences, Leiden University

# **De effectiviteit van akkerranden in het vervullen van maatschappelijke diensten**

Een overzicht uit wetenschappelijke literatuur en praktijkervaringen

Merijn M. Bos & C.J.M. Musters

**April 2014**

CML report 188

**Institute of Environmental Sciences, Leiden University**

**Department Conservation Biology**

## Voorwoord

Voor u ligt een overzicht van kennis uit de wetenschap en de Nederlandse praktijk over het leveren van maatschappelijke diensten door akkerranden. De aanleiding voor deze studie is de in 2011 gestarte demoregeling “Beheer Akkerranden” van het ministerie van Economische Zaken. De regeling wordt uitgevoerd door een landsbreed samenwerkingsverband (Bloeiend Bedrijf) bestaande uit bijna 600 agrariërs die bloeiende akkerranden aanleggen voor natuurlijke plaagbeheersing. Bij deze groep bestond behoefte aan inzicht in de wetenschappelijke kennis waarop hun activiteiten zijn gebaseerd.

Met de aanstaande veranderingen in het derde Plattelands OntwikkelingsProgramma (POP-3) is er bij overheden behoefte aan inzicht in de daadwerkelijke effectiviteit van akkerrandenbeheer. Niet altijd is de omvang van de geleverde diensten duidelijk. En hoe kunnen we er in de toekomst voor zorgen dat er wel genoeg inzicht ontstaat in de effectiviteit van het akkerrandenbeheer?

Deze literatuurstudie is een voorstudie voor een onderzoek aan de beschikbare datasets uit (praktijk)onderzoek aan Nederlandse akkerranden. De combinatie van deze literatuurstudie en het vervolgonderzoek aan beschikbare data zal een basis kunnen vormen voor structurele effectmonitoring van Nederlandse akkerranden voor maatschappelijke diensten.

Voor de waardevolle discussies gedurende deze studie zijn wij de volgende mensen zeer dankbaar: Gert Eshuis en Niek de Wit (Ministerie I&M), Monique Brobbel (Ministerie EZ), Menko Wiersema (Provincie Zuid Holland), Eric Marsman (Waterschap Rivierenland), Joke de Geus (LTO Noord/ANV Rietgors), Dave Dirks (Veelzijdig Boerenland/Bloeiend Bedrijf), Felix Bianchi en Walter Rossing (WUR-Farming Systems Ecology), David Kleijn (WUR-Alterra), Felix Wäckers (Lancaster University), Frans van Alebeek en Marian Vlaswinkel (WUR-PPO), Erna van der Wal (CLM), Ben Koks en Oike Vlaanderen (Werkgroep Grauwe Kiekendief).

Merijn Bos en Kees Musters

Leiden, April 2014



## Inhoudsopgave

Voorwoord.....	3
Inhoudsopgave .....	5
Samenvatting.....	7
1. Inleiding.....	9
2. Methoden.....	11
2.1 Afbakening .....	11
2.2 Literatuuronderzoek.....	14
3. Resultaten.....	16
3.1 Bufferfuncties .....	16
3.2 Gewasbescherming.....	22
3.3 Gewasbestuiving.....	29
3.4 Natuurbescherming.....	35
3.5 Landschapsbeleving.....	41
4. Synthese en conclusies .....	47
5. Referenties.....	53



## Samenvatting

Sinds 1989 worden in Nederland akkerranden aangelegd om de effecten van schaalvergroting en intensivering in de landbouw te verzachten. In deze literatuurstudie onderzoeken we wat er op dit moment bekend is over de effectiviteit van akkerranden in het vervullen van maatschappelijke diensten. We beperken ons tot de diensten bufferfuncties, gewasbescherming, gewasbestuiving, natuurbescherming en landschapsbeleving. Voor deze studie is de wetenschappelijk literatuur als basis gebruikt, aangevuld met ervaringen uit de Nederlandse praktijk.

In de wetenschappelijke literatuur vinden we sterke bewijzen dat akkerranden positief bijdragen aan elk van de geselecteerde maatschappelijke diensten. Onderzoek naar bufferfuncties is het oudst, terwijl wetenschappelijke bewijzen van effecten op gewasbescherming en gewasbestuiving pas verrassend recent zijn verschenen. Voor effecten van akkerranden op gewasbestuiving hebben we alleen studies van buiten Europa gevonden.

Wat wel opvalt is dat meestal “tussendoelen” onderzocht zijn. Daarom is er veel bekend over de voorwaarden waaraan akkerrandenbeheer moet voldoen, maar blijft de daadwerkelijke effectiviteit (de “eindoelen”) relatief onderbelicht (zie tabel I). In de Nederlandse praktijk zien we dat ten dele terug. Soms worden einddoelen wel gemonitord, maar vaak niet of slechts op kleine schaal. Zo is van akkerranden voor bufferfuncties wel bekend dat 3 meter brede randen al 95% van bovengrondse emissies van gewasbeschermingsmiddelen kunnen terugdringen, maar of door die reductie het oppervlaktewater schoner wordt is nog niet tijdens evaluaties gebleken. Een ander voorbeeld is dat akkerranden voor natuurlijke plaagonderdrukking inderdaad natuurlijke vijanden van landbouwplagen stimuleren, maar vaak blijft onbekend of daardoor ook plaagdruk en insecticidegebruik afnemen. Plaagdruk en insecticidegebruik hangen bovendien van andere factoren af zoals het landschap en het gedrag van de boer, en die worden niet structureel geëvalueerd.

Veel van de uit de literatuur naar voren komende voorwaarden van akkerrandenbeheer lijken goed te combineren en kunnen elkaar zelfs versterken. Akkerrandenbeheer voor bedreigde vogelsoorten en akkerrandenbeheer voor minder insecticidegebruik kunnen elkaar versterken, maar de combinatie wordt nergens gemaakt. In de Nederlandse praktijk hebben we veel voorbeelden gevonden waar meerdere doelen gesteld worden aan akkerranden, in sommige gevallen zijn die ook gemonitord, maar we hebben geen voorbeelden gevonden waarbij positieve effecten op meerdere einddoelen structureel zijn geëvalueerd.

Concluderend zien we dat de Nederlandse praktijk voorloopt op de wetenschappelijke ontwikkelingen als het gaat om het beoordelen van maatschappelijke diensten van akkerranden. Toch vinden we geen structurele evaluatie van akkerranden op “tussendoelen” en “eindoelen”. Dat maakt de beoordeling van daadwerkelijke effectiviteit onmogelijk, en daardoor blijft meestal onduidelijk of de geleverde diensten wel ontvangen worden door belanghebbenden zoals boeren, waterbeheerders en recreanten. Met aanvullend onderzoek aan beschikbare datasets uit de Nederlandse praktijk kunnen de resultaten uit deze literatuurstudie helpen bij het opzetten van een landelijke monitoringssystematiek voor maatschappelijke diensten van akkerranden.

Tabel I: De maatschappelijke diensten van akkerranden met hun tussendoelen en einddoelen en of de doelen met onderzoek (wetenschap) of monitoring (praktijk) zijn aangetoond (+ = aangetoond positief effect; ± = soms wel, soms geen positief effect aangetoond; o = niet onderzocht of gemonitord).

Dienst	Tussendoelen	Aangetoond?		Einddoelen	Aangetoond?	
		Wetenschap	Praktijk		Wetenschap	Praktijk
<b>Bufferfuncties</b>	• Minder af- en afspoeling van nutriënten en sediment	+	o	• Schoner oppervlaktewater	o	±
	• Minder drift van pesticiden	+	o			
<b>Gewasbescherming</b>	• Hogere diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in akkerranden	+	±	• Lagere plaagdruk in gewassen	+	+
	• Hogere diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in gewas	+	+	• Minder schade aangewassen door plagen	o	o
	• Hogere predatie plaagorganismen in gewas	+	o	• Minder insecticidegebruik in gewassen	o	±
<b>Gewasbestuiving</b>	• Hogere diversiteit en aantallen bestuivende insecten in akkerranden	+	+	• Verbeterde oogst of zaadproductie	+	o
	• Meer bloembezoek door bestuivende insecten	o	o			
	• Meer vruchtzetting in gewas	o	o			
<b>Natuurbescherming</b>	<i>Te veel verschillende tussendoelen door grote verschillen tussen einddoelen. Zie Hs. 3.4 voor toelichting.</i>			• Grotere biodiversiteit flora & fauna	+	±
				• Versterking populaties kwetsbare soorten	+	+
<b>Landschapsbeleving</b>	• Verbeterde landschappelijke diversiteit door aanwezigheid akkerranden	+	o	• Grotere tevredenheid onder omwonenden door verbeterde beleving van het landschap	o	o
	• Verbeterde landschappelijke kwaliteit door visueel aantrekkelijke akkerranden	+	o		• Meer (inkomen uit) recreatie	o



## 1. Inleiding

Sinds 1989 worden in Nederland akkerranden aangelegd om de effecten van schaalvergroting en intensivering in de landbouw te verzachten (de Snoo et al. 1995). Deze perceelsranden kunnen verschillende maatschappelijke diensten leveren. Soms is natuurbescherming de belangrijkste reden tot aanleg, in andere gevallen de verbeterde gewasbescherming of bescherming van het oppervlaktewater. Vaak is ook het aantrekkelijk maken van het landschap een belangrijk motief.

Het akkerrandenbeheer is nationaal en internationaal begeleid met onderzoek en monitoring van de effecten op natuur en milieu. Op dit moment bestaat er nog geen overzicht van studies over en ervaringen met de *daadwerkelijke effectiviteit* van akkerrandenbeheer in het leveren van maatschappelijke diensten, terwijl deze diensten in Nederland wel het belangrijkste motief zijn voor akkerrandenbeheer. Een overzicht van kennis en ervaring is relevant voor de landbouwpraktijk om het beheer te optimaliseren, voor de wetenschap om na te gaan welke kennislacunes er zijn en voor overheden om te bepalen welk perspectief stimuleringsbeleid van akkerranden heeft.

De motieven om akkerranden aan te leggen verschillen tussen mensen en organisaties. Dit heeft gevolgen voor het onderzoek dat gedaan wordt aan de akkerranden: dat zal meestal specifiek gericht zijn op de beoogde diensten. De afzonderlijke door akkerranden geleverde diensten zijn te koppelen aan deelbelangen (bijvoorbeeld: natuurbescherming, landbouw, waterbeheer of recreatie), terwijl alle maatschappelijke diensten samen een publiek belang vormen.

De belangrijkste vraag van deze studie is: wat is er op dit moment bekend over de effectiviteit van akkerranden in het vervullen van maatschappelijke diensten? In deze literatuurstudie naar de effectiviteit van akkerranden voor maatschappelijke dienstverlening geven we een overzicht van het wetenschappelijk onderzoek en vullen dat aan met ervaringen uit de Nederlandse praktijk.

### **Box 1: Akkerranden in de Nederlandse praktijk**

Het akkerrandenbeheer zoals we dat nu in Nederland kennen heeft zijn oorsprong in het Meerjarenplan Gewasbescherming uit 1991. Daarin werd de ambitie uitgesproken om in het jaar 2000 de drift van pesticiden naar het oppervlaktewater met 90% te hebben verminderd. In de daaropvolgende jaren onderzocht Geert de Snoo de invloed van “spuitvrije stroken” tussen akkerbouwpercelen en sloten (de Snoo 1999). Hij vond gunstige effecten op pesticidedrift, planten, insecten en vogels. Hij merkte ook het belang van motivatie bij boeren om mee te doen. In het Lozingenbesluit van 2000 (Lozingenbesluit Open Teelten en Veehouderij) zijn vervolgens “teeltvrije zones” verplicht voor alle landbouwpercelen langs oppervlaktewater. In de akkerbouw variëren die van 25 centimeter rond granen tot 1.5 meter rond andere akkerbouwgewassen.

Om die teeltvrije zones te verbreden tot bufferstroken zijn al snel na het Lozingenbesluit regionale “Actief Randenbeheer” initiatieven gelanceerd door de LTO's, waterschappen, provincies en het rijk (**hoofdstuk 3.1**). Tegen een vergoeding werden in totaal duizenden kilometers akkerranden van 3 tot 6 meter breed aangelegd.

Akkerranden brengen verschillende partijen bij elkaar en kunnen de nadelige milieueffecten van schaalvergroting en intensivering in de landbouw verzachten. Daardoor werden er meer en meer doelen aan akkerranden toegekend, zoals hogere biodiversiteit (**hoofdstuk 3.4**), natuurlijke plaagonderdrukking (**hoofdstuk 3.2**), gewasbestuiving (**hoofdstuk 3.3**), en een aantrekkelijk landelijk gebied voor recreanten (**hoofdstuk 3.5**).

Onafhankelijk van de teeltvrije zones zijn begin jaren 1990 in vooral Groningen vormen van akkerrandenbeheer ontstaan voor het beschermen van bedreigde akkervogels, zoals de Grauwe kiekendief. De duizenden kilometers van dit type akkerrandenbeheer is als “floraranden” en “faunaranden” op bouwland vooral onderdeel van het subsidiestelsel natuur & landschap (SNL). In deze studie gaan we echter vooral in op de voordelen van akkerrandenbeheer voor biodiversiteit in het algemeen (**hoofdstuk 3.4**).

## 2. Methoden

### 2.1 Afbakening

De centrale vraag in deze studie is “wat is er op dit moment bekend over de effectiviteit van akkerranden in het vervullen van maatschappelijke diensten?” Om die te kunnen beantwoorden moeten we enkele begrippen die in de vraag gebruikt worden specificeren en afbakenen.

**Maatschappelijke diensten:** Maatschappelijke diensten zijn de gevolgen van akkerrandenbeheer die de maatschappij voordeel opleveren. Deze maatschappelijke diensten laten zich dus omschrijven in termen van de voordelen die ze verondersteld worden op te leveren. Omdat het gaat om diensten die het gevolg zijn van ecologische processen, zien we de term als synoniem aan “ecosysteemdiensten”. De maatschappelijke diensten die we opnemen in deze literatuurstudie zijn:

**Bufferfunctie (Hs. 3.1):** akkerranden kunnen voorkomen dat landbouwactiviteiten leiden tot emissie van agro-chemicaliën (drift), nutriënten en bodemdeeltjes (uit- en afspoeling) naar omringend land en water. In Nederland is schoner oppervlaktewater het belangrijkste doel van deze functie.

**Gewasbescherming (Hs. 3.2):** akkerranden kunnen de aanwezigheid en dichtheid van natuurlijke vijanden van plaagorganismen stimuleren die in de naastliggende gewassen de plaagdruk kunnen doen afnemen waardoor minder vaak insecticiden gebruikt hoeven te worden.

**Gewasbestuiving (Hs. 3.3):** akkerranden kunnen aanwezigheid en dichtheid van bloem bezoekende insecten stimuleren die in de omgeving verbeterde bestuiving van gewassen en wilde planten kunnen verzorgen.

**Natuurbescherming (Hs. 3.4):** akkerranden kunnen de biodiversiteit vergroten en bepaalde kwetsbare soorten helpen beschermen. In deze studie leggen we vooral de relatie tussen akkerranden en biodiversiteit in het algemeen.

**Landschapsbeleving (Hs. 3.5):** akkerranden kunnen bijdragen aan de schoonheid van het landschap voor recreanten, passanten en bewoners, en daarmee extra inkomsten uit recreatie genereren voor een gebied.

Omdat voor de maatschappij de waarde van deze diensten *samen* van belang is, zullen we ook na gaan in hoeverre akkerranden meerdere maatschappelijke diensten *tegelijk* kunnen leveren. In de synthese en conclusies (Hs. 4) wordt daar aandacht aan besteed.

**Akkerranden:** Onder akkerranden verstaan we bewust aangelegde stroken langs of door akkerbouwpercelen. In akkerranden staat een gewas dat niet voor landbouwproductie geteeld wordt maar voor het leveren van bovenstaande of andere maatschappelijke diensten.

**Effectiviteit:** Onder effectiviteit van een akkerrand verstaan we de mate waarin de akkerrand de beoogde maatschappelijke dienst daadwerkelijk levert. In de bovenstaande beschrijving van de geselecteerde diensten hebben we de bijbehorende beoogde resultaten beschreven. Niet alleen die “einddoelen” zijn van belang, maar ook de zogenaamde “tussendoelen” zijn informatief.

Als een einddoel moeilijk te meten is kan een tussendoel als beste benadering van het einddoel worden gemeten. Bijvoorbeeld: het einddoel “verbeterde bestuiving van planten” is zeer tijdrovend om te meten, terwijl het tussendoel “toegenomen bloembezoek door bestuivers” vrij eenvoudig meetbaar is.

Tussendoelen kunnen ook belangrijke voorwaarden zijn om tot een einddoel te komen en zijn dus belangrijk voor de planning, bijsturing en verdere ontwikkeling van het akkerrandenbeheer. Bijvoorbeeld: als het einddoel “verminderde plaagdruk” niet blijkt op te treden, kan het tussendoel “aantallen natuurlijke vijanden in akkerranden” gemeten worden om te bepalen of de vegetatie van de akkerrand wel voldoet aan de voorwaarden die het het juiste habitat vormen voor natuurlijke vijanden.

In deze literatuurstudie onderzoeken we de mate waarin einddoelen en tussendoelen worden gerealiseerd in onderzoek en praktijk. De beoogde resultaten, dat wil zeggen de einddoelen, van de vijf maatschappelijke diensten hebben we omschreven in tabel 1. De literatuurstudie zullen we ook gebruiken om de voorwaarden, dat wil zeggen de tussendoelen van elk van de vijf diensten, te inventariseren en de beschikbare kennis erover te beschrijven. We zullen tabel 1, uitgebreid met de tussendoelen, gebruiken om een overzicht te geven van de resultaten van deze studie. Vanuit dit overzicht kan dan voortgebouwd worden aan een landelijke monitoringssystematiek waarin zowel de daadwerkelijke effectiviteit als de voorwaarden gemonitord worden.

Tabel 1: De geselecteerde maatschappelijke diensten van akkerranden en de beoogde einddoelen van die diensten. In de literatuurstudie zoeken we naar de voorwaarden (tussendoelen) waaraan akkerranden moeten voldoen en evalueren we de mate waarin de doelen daadwerkelijk gemeten en gehaald worden.

Dienst	Einddoelen
<b>Bufferfuncties (Hs. 3.1)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schoner oppervlaktewater</li> </ul>
<b>Gewasbescherming (Hs. 3.2)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lagere plaagdruk in gewassen</li> <li>• Minder schade aan gewassen door plagen</li> <li>• Minder insecticidegebruik in gewassen</li> </ul>
<b>Gewasbestuiving (Hs. 3.3)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verbeterde oogst of zaadproductie</li> </ul>
<b>Natuurbescherming (Hs. 3.4)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grotere biodiversiteit flora &amp; fauna</li> <li>• Versterking populaties kwetsbare soorten</li> </ul>
<b>Landschapsbeleving (Hs. 3.5)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grotere tevredenheid onder omwonenden door verbeterde beleving van het landschap</li> <li>• Meer (inkomen uit) recreatie</li> </ul>

## 2.2 Literatuuronderzoek

In deze literatuurstudie combineren we de internationale wetenschappelijke literatuur (peer-reviewed, geïndexeerd) over natuur- en milieubeheer in de akker- en tuinbouw, met rapportages van Nederlandse akkerrandenprojecten en beleidsevaluaties (zie toelichting in box 2). De rapportages en beleidsevaluaties hebben we verzameld aan de hand van input van de begeleidingscommissie, van deskundigen die Nederlandse akkerrandenprojecten hebben begeleid en met een zoektocht op internet.

Voor het overzicht van de wetenschappelijke literatuur hebben we gebruik gemaakt van ISI Web of Knowledge ([www.webofknowledge.com](http://www.webofknowledge.com)), een zoekmachine die alle internationale geïndexeerde wetenschappelijke literatuur doorzoekt. Voor elk van de genoemde ecosysteemdiensten is met een toegespitste set van zoektermen gezocht naar literatuur (bijlage 1).

Vervolgens is aan de hand van samenvattingen literatuur geselecteerd die originele veldgegevens bevat. Reviews zijn gebruikt om aanvullende literatuur te vinden. Daarna hebben we op grond van de geselecteerde literatuur een indeling gemaakt in resultaten die randvoorwaarden of tussendoelen beschrijven en resultaten die de einddoelen van de dienst betreffen. We beginnen elk van de hoofdstukken die de resultaten per dienst evalueren met een korte omschrijving van de randvoorwaarden of relevante mechanismen zoals die in de literatuur voorkomen. Vervolgens geven we de resultaten per voorwaarde en einddoel. Tot slot gaan we na wat er bekend is over de sociaaleconomische aspecten van de betreffende dienst.

Het uiteindelijke aantal bruikbare studies is fors minder dan de hits in de zoekresultaten (bijlage 1). Dit komt doordat veel studies opinie- of theorievormende stukken zijn, zijn uitgevoerd in klimaatzones of landschappen die niet relevant zijn voor Nederlandse situaties, of om andere redenen niet relevant waren. Voor de onderbouwing van de randvoorwaarden en werkingsmechanismen hebben we deze brede zoektocht aangevuld met specifiekere literatuur aan de hand van de referenties in de meest relevante studies.

## **Box 2: Wetenschappelijke en grijze literatuur**

In deze literatuurstudie putten we uit de wetenschappelijk literatuur en uit de grijze literatuur. Waarom maken we dat onderscheid?

**Wetenschappelijk onderzoek** is herhaalbaar, verifiëerbaar en systematisch. Een belangrijke eigenschap voor veldecologisch onderzoek aan akkerranden is dat wetenschappelijk onderzoek is gebaseerd op herhalingen: er wordt niet op een klein aantal bedrijven gekeken, maar altijd op een steekproef van bedrijven die statistische analyse van de verzamelde gegevens mogelijk maakt.

Resultaten van wetenschappelijk onderzoek worden gepubliceerd in **wetenschappelijke tijdschriften**. Dit zijn tijdschriften die ervoor zorgen dat elke publicatie door twee of meer (vaak anonieme) wetenschappers (**peer-reviewers**) op kwaliteit worden beoordeeld. Deze wetenschappelijke tijdschriften zijn op hun beurt **geïndexeerd**: ze worden gecontroleerd op hun "impact": de mate waarin naar de publicaties verwezen wordt in andere publicaties. Via ISI Web of Knowledge zijn deze geïndexeerde tijdschriften integraal te doorzoeken.

**In deze literatuurstudie kunnen we, behalve voor de dienst 'natuurbescherming', een volledig overzicht geven van de relevante wetenschappelijke literatuur.**

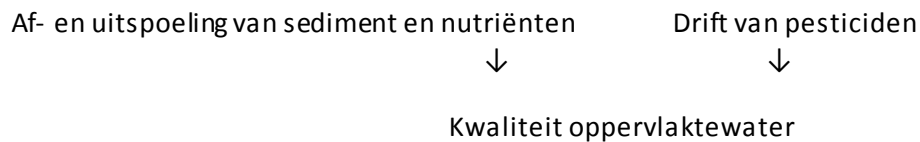
Ervaringen die opgedaan zijn in Nederlandse akkerrandenprojecten zijn meestal niet wetenschappelijk gepubliceerd maar verwerkt in projectrapportages en beleidsevaluaties. Alhoewel deze ervaringen zeer relevant zijn voor Nederlands beleid en de landbouwpraktijk, zijn deze onderzoeken vaak niet gebaseerd op voldoende herhalingen voor sterke statistische analyses. Bovendien wordt deze "**grijze literatuur**" niet op een gestandaardiseerde wijze gepubliceerd en kan dus niet integraal doorzocht worden.

**In deze literatuurstudie kunnen we géén volledig overzicht geven van de relevante grijze literatuur.**

## 3. Resultaten

### 3.1 Bufferfuncties

Omdat er in akkerranden minder of geen agrarische activiteiten plaatsvinden, vormen ze een buffer tussen akkers en het omringend land en oppervlaktewater. De voordelen die hieruit voortkomen zijn het resultaat van de bufferfunctie. Hier beschouwen we een betere kwaliteit van het oppervlakte water als het beoogde einddoel van de bufferfunctie (tabel 1).



Van oudsher worden heggen en andere vegetatiestroken gebruikt als bescherming van landbouwgrond tegen erosie, maar vanaf de jaren 1970 wordt er ook onderzoek gedaan naar andere effecten op het milieu (Lovell & Sullivan 2006; Stutter et al. 2012). We onderscheiden daarin voor Nederland twee belangrijke mechanismen: het voorkomen van af- en uitspoeling van sediment en nutriënten naar de het oppervlakte water en het verlagen van de drift van pesticiden naar het oppervlakte water (Lovell & Sullivan 2006; Wratten et al. 2012).

Winderosie lijkt in Nederland van geringer belang, alhoewel op armere zandgronden het risico op winderosie in droge winters en lentes groot kan zijn (zoals in de Veenkoloniën). Maar door de relatief lage begroeiing van akkerranden verwachten we dat het positieve effect ervan, in tegenstelling tot dat van heggen, gering is (Brown et al. 2004).

#### 3.1.1 Af- en uitspoelen van sediment en nutriënten

Een vorm van erosie die met akkerranden verzacht kan worden is erosie door afvloeiend oppervlaktewater. Dit is vooral van toepassing in gebieden met landbouw op hellingen, maar in vlakke gebieden kan afvloeiend oppervlaktewater bij zware regenval ook zorgen voor sterke piekbelastingen in het oppervlaktewater. Met het afvloeiende water worden gronddeeltjes en plantenresten afgevoerd naar de sloten.

Aan bodemdeeltjes zitten nutriënten, met name fosforverbindingen en organische stikstof. Anorganisch stikstof kan in het water zijn opgelost (Vought et al. 1995). Dit mechanisme staat op zichzelf niet ter discussie, maar de mate waarin het optreedt kan sterk variëren en is afhankelijk van talloze factoren, zoals drainage, vegetatiedichtheid en -type in de rand en op het perceel, helling en grondsoort, aanwezigheid van dood plantenmateriaal, breedte van de akkerrand en regenval (Osborne & Kovacic 1993).

Het tweede mechanisme is uitspoeling door ondiepe grondwaterstromen. Dit mechanisme is vooral belangrijk voor de verspreiding van stikstofverbindingen (Osborne & Kovacic 1993; Vought et al. 1995). Als een bodem verzadigd is met fosfor, kan de bodem ook in de akkerrand een fosfor-bron worden (Vought et al. 1995; Roberts et al. 2012). Doordat het mechanisme sterk samenhangt met de groei van de planten in de rand, zullen de voordelen op de korte termijn (seizoenen) en lange termijn



(verzadiging) veranderen. Door ondergrondse drainage wordt dit mechanisme van de bufferfunctie teniet gedaan (Stoots & Van der Vlies 2007).

#### *De rol van vegetatie en breedte van de akkerrand*

Begroeiing van de perceelranden is belangrijk om bodemdeeltjes uit het afvloeiende water op te vangen en opgeloste stoffen te binden (Osborne & Kovacic 1993; Vought et al. 1995; Lee et al. 2003). In het oppervlakkige grondwater kunnen de mineraalconcentraties verminderen doordat planten het gebruiken voor hun groei.

Als de planten in de herfst hun bladeren verliezen en afsterven worden de stikstofverbindingen weer aan de bodem afgegeven. Dit is te voorkomen door de akkerranden regelmatig te maaien en het maaisel af te voeren. Als dit niet gebeurt kunnen randen verzadigd raken met sediment en fosfor, en daardoor hun bufferende functie verliezen (Osbourne & Kovacic 1993; Vought et al. 1995; Lovell & Sullivan 2006; Roberts et al. 2012). Dit maakt lange termijn studie naar de effectiviteit van randen als buffers noodzakelijk, en dat type onderzoek is nog niet voor handen.

Om afspoeling van sediment en mineralen te voorkomen is de breedte van de bufferende akkerrand belangrijk. Alhoewel resultaten uit onderzoek sterk uiteenlopen (zie tabel 3), lijkt het erop dat voor reducties van meer dan 50% de bufferstroken breder dan 5 meter moeten zijn. Opvallend in tabel 3 is dat modelstudies (bijv. Stoots & Van der Vlies 2007) sterk af kunnen wijken van veldstudies (bijv. Magette et al. 1989).

Tabel 3: Het effect van breedte van begroeide akkerranden op de reductie van afspoeling van sediment, fosfor en stikstof.

Breedte van de akkerrand	Reductie sediment en mineralen in afvloeiend water	Referentie
<b>3,5m</b>	Nutriënten 50-89% (model)	Stoots & Van der Vlies 2007
<b>4,6m</b>	Sediment: 66% Fosfor: 27% Stikstof (totaal): 0%	Magette et al. 1989
<b>5m</b>	Sediment: 26% (model) Fosfor: 40-61% Stikstof (nitraat): 10-54%	Osborne & Kovacic 1993; Vought et al. 1995; Furlan et al. 2012
<b>7m</b>	Sediment: 95% Fosfor (totaal): 78% Stikstof (totaal): 80%	Lee et al. 2003
<b>10m</b>	Sediment: 39% (model) Fosfor (ortho-phosfaat): 90% Stikstof (nitraat): 75%	Vought et al. 1995; Furlan et al. 2012
<b>27m</b>	Sediment: niet gemeten Fosfor (totaal): 83% Stikstof (nitraat): 84%	Osborne & Kovacic 1993

Effecten van akkerranden op mineraalconcentraties in het ondiepe grondwater zijn minder vaak onderzocht. Noij et al. (2012) verrichtten metingen in het ondiepe grondwater en vingen het water op naast 5 meter brede bufferzones in Nederland en vonden een verwaarloosbaar of klein effect (10% reductie) van de bufferzone op de stikstofconcentratie in het wegvloeiende water. Osborne & Kovacic (1993) deden verslag van maar liefst 83% afname van nitraat in grondwater onder akkerranden vergeleken met het gewas, waarbij de randen echter wel 39 meter breed waren. Ze deden hun onderzoek in een vlak agrarisch gebied.

### **3.1.2 Drift van pesticiden**

Onbespoten akkerranden verlagen de kans dat gespoten gewasbeschermingsmiddelen in het oppervlaktewater terecht komen. De breedte van de rand beïnvloedt de kans dat de middelen met de wind meegevoerd in de sloot terecht komen. Verder verkleinen ze de kans op ongelukken waarbij er bestrijdingsmiddelen direct in het oppervlaktewater terechtkomen (Longley et al. 1997).

De breedte van spuitvrije zones is gebaseerd op risicoanalyses, die meestal weer gebaseerd zijn op de kans op effecten op modelorganismen (bijv. Burn 2003; De Schampheleire et al. 2005). Een veel voorkomende breedte van de spuitvrije zone is 6 m (Longley et al. 1997; Frampton 2002; Burn 2003; Andresen et al. 2012), alhoewel er zowel literatuur is die laat zien dat deze breedte te groot is (De Jong et al. 2008), als te klein (Burn 2003). De Snoo (1999) laat zien dat een spuitvrije zone van slechts 3 meter breed er al voor zorgt dat de bestrijdingsmiddeldrift naar de sloot met ruim 95% afneemt. In dat geval vormen slechts 4 van de 17 geteste bestrijdingsmiddelen nog risico voor waterfauna. Bij een zone van 6 m is de drift gereduceerd tot nul (zie tabel 4). Stoots & Van der Vlies (2007) schatten met modellen dat gras- of bloemranden van 3,5 m in de Hoeksche Waard de drift van pesticiden naar het oppervlaktewater met 75-95% zullen reduceren.

Behalve van de breedte van de zone, zijn de effecten afhankelijk van een aantal factoren, zoals het bestrijdingsmiddel zelf (en daarmee van het gewas), de windrichting en -kracht en de gehanteerde apparatuur en spuitdop (De Snoo 1999; De Jong et al. 2008).

Ondanks dat verschillende onderzoekers erop wijzen dat hoge vegetatie (bijvoorbeeld windschermen en hagen) in bufferstroken belangrijk is om drift van pesticiden te minimaliseren (Longley et al. 1997; Brown et al. 2004; Lazzaro et al. 2008), wordt deze factor nog niet meegenomen in modelberekeningen van de vereiste breedte van spuitvrije zones.

Tabel 4: Reductie van gewasbeschermingsmiddelen (als percentage van de dosering op het perceel) die via drift in de akkerranden en naastliggende slootkanten en sloten komt, en onderzochte ecotoxicologische effecten op “non-target” modelorganismen. Bij de resultaten van De Jong et al. (2008) is gebruik gemaakt van het model voor 2010.

Breedte akkerrand	Akkerrand	Slootkant	Sloot	Ecotoxicologische effecten
1m	47,5-62,5% (de Jong et al. 2008)	69,7-77,4% (de Jong et al. 2008)		<80% sterfte <i>Coccinella septempunctata</i> <50% sterfte <i>Aphidius colemani</i> (Langhof et al. 2005)
2 m	70,0-79,7% (de Jong et al. 2008)	81,6-88,4% (de Jong et al. 2008)		<67% sterfte <i>Coccinella septempunctata</i> <30% sterfte <i>Aphidius colemani</i> (Langhof et al. 2005)
3 m	99,8% (de Snoo 1999) 77,0-87,0% (de Jong et al. 2008)	87,6-92,8% (de Jong et al. 2008)	98,1% (de Snoo 1999)	<52% sterfte <i>Coccinella septempunctata</i> <30% sterfte <i>Aphidius colemani</i> (Langhof et al. 2005)
4m	83,0-90,1% (de Jong et al. 2008)	90,1-95,1% (de Jong et al. 2008)		
5m	86,7-93,2% (de Jong et al. 2008)	93,1-96,4% (de Jong et al. 2008)		<50% sterfte <i>Notonecta glauca</i> in sloot (Burn 2003)
6 m	>99.9% (de Snoo 1999) 89,4-97,5% (de Jong et al. 2008)		100% (de Snoo 1999)	85-95% minder sterfte <i>Pieris brassicae</i> in akkerrand (Longley et al. 1997)
10 m	94,5-97,5% (de Jong et al. 2008)			<10% sterfte <i>Notonecta glauca</i> En 50% sterfte <i>Corixa punctata</i> in sloot (Burn 2003)
15 m	96,9-98,6% (de Jong et al. 2008)			
28 m				<10% sterfte <i>Corixa punctata</i> in sloot (Burn 2003)

### **3.1.3 Kwaliteit van het oppervlaktewater**

Of de bufferende werking van akkerranden groot genoeg is om de waterkwaliteit in sloten daadwerkelijk te verbeteren, is voor zover ons bekend zelden gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur. Het enige ons bekende voorbeeld is dat van een studie verricht in Schotland waar geen effect van bufferzones op de waterchemie en de macrofauna kon worden aangetoond, terwijl er wel een effect van gebruik van een septic tanks bij huizen werd gevonden (Bergfur et al. 2012). Het is daarom onvoldoende bekend hoe de aanleg van bufferstroken afweegt tegen andere maatregelen, zoals waterzuivering of maatregelen die bijvoorbeeld puntverontreiniging of piekbelastingen. Het verband tussen akkerranden en de waterkwaliteit op een hoger schaalniveau, bijvoorbeeld op gebiedsniveau, is alleen met grootschalig onderzoek te leggen en is tot op heden een grote kennislacune (Lovell & Sullivan 2006; Stutter et al. 2012).

### **3.1.4 Sociaaleconomische aspecten**

In de literatuur worden twee vormen van direct economisch voordeel van bufferstroken genoemd: de reductie van kosten voor de boeren van het verlies van de toplaag van de akkers door watererosie en de reductie van de kosten van de verbetering van de waterkwaliteit (Lovell & Sullivan 2006; Wratten *et al.* 2012). De laatste kosten zouden nog gesplitst kunnen worden in kosten voor baggeren en kosten voor waterzuivering. Van geen van deze mogelijke reducties in kosten door akkerranden zijn we voorbeelden van berekeningen of schattingen in de literatuur tegengekomen. Wel beschrijven Balana et al. (2012) een model waarmee zij de kosten berekenen van reductie van fosforbelasting door bufferstroken in een gebied in Schotland. Ze vinden dat dezelfde reductie goedkoper bereikt kan worden door een combinatie van fosfor-mitigerende maatregelen, waarvan bufferstroken er slechts een is, dan door bufferstroken alleen.

Uit een Belgisch onderzoek blijkt dat de motivatie van boeren om bufferstroken aan te leggen vooral wordt bepaald door hun eigen overtuiging of het zinvol is of niet (Wauters *et al.* 2010). Belemmeringen, zoals te lage vergoedingen, waren minder belangrijk. In België bleek de houding van boeren ten opzichte van bufferstroken gematigd tot zeer negatief.

### **Box 3: Akkerranden voor bufferfuncties in de praktijk**

In het Meerjarenplan Gewasbescherming uit 1991 werd de ambitie uitgesproken om de drift van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater met 90% te reduceren. Omdat uit Nederlands onderzoek (de Snoo 1999) bleek dat dit al met 3 meter brede spuitvrije akkerranden bereikt kon worden, zijn in 2000 de teeltvrije zones geïntroduceerd (Lozingenbesluit Open Teelten en Veehouderij, 2000). Dit zijn verplichte stroken tussen landbouwactiviteiten en watergangen waar geen agro-chemicaliën gebruikt mogen worden. Ze zijn echter duidelijk smaller dan 3 meter: rond granen 25 centimeter en rond aardappels en suikerbieten 1.5 meter. Uit een evaluatie van de Teeltvrije Zones door het RIVM (van der Linden et al 2010) bleek dat pesticidenconcentraties in het oppervlaktewater in 40-45% van de bemonsteringslocaties nog steeds de normen overschreed. Waarschijnlijk doordat naast de diffuse verontreiniging (drift) ook puntbelasting een rol speelt.

Vrij snel na het Lozingenbesluit zijn verspreid door Nederland de zogenaamde “Actief Randenbeheer” projecten gestart op initiatief van waterschappen en LTO's, met steun van provincies en het Rijk. Voorbeelden zijn Actief Randenbeheer Brabant (2001-2013), Drenthe (2006-2008) en Gelderland (2011-2012), Agroranden in de Hoeksche Waard (2001-2013) en Randenbeheer Flevoland (2010-2013). Vanuit die initiatieven werden boeren gesteund om bredere teeltvrije zones aan te houden van 3 of 6 meter breed. De hoogte van de vergoedingen waren afhankelijk van de percelen (grasland of bouwland) en provincie (Visser et al. 2012).

Het belangrijkste doel van deze projecten was om waterkwaliteit te bereiken die voldoet aan de Kaderrichtlijn Water. In Brabant werd al snel een situatie bereikt waarin de waterkwaliteit daaraan voldeed (van der Linden et al. 2010), onduidelijk was in hoeverre dat van het randenbeheer afhankelijk was. De hoogste dichtheid bufferstroken lag in de Hoeksche Waard, waar ook een positief effect van bufferstroken op de aquatische macrofauna werd gevonden (Postma en Keijzers 2012), een belangrijke indicator voor waterkwaliteit in de Kaderrichtlijn Water. In Brabant werd dat effect niet gevonden, wellicht door de lagere dichtheid van akkerranden. In akkerrandenprojecten als Akkerranden Flevoland en NAGREWA (Gelderland) was betere kwaliteit van oppervlaktewater wel een doel, maar niet gemonitord. In geen van de rapportages zijn we monitoring van driftreductie tegengekomen.

Een gedetailleerd meerjarig onderzoek van Alterra (2006-2012, de Noij et al. 2012) naar de effectiviteit van onbemeste bufferstroken op 4 locaties laat zien dat de reductie van af- en uitspoeling van mineralen relatief laag is en niet kosteneffectief vergeleken met andere technieken, zoals waterzuivering.

## 3.2 Gewasbescherming

In de literatuur vinden we drie niveau's waaraan onderzoek naar het effect van akkerranden op gewasbescherming wordt uitgevoerd:



Sommige studies beperkten zich tot één van die niveaus, de meeste studies onderzochten de effecten op de eerste twee niveaus. Zeven studies onderzochten de daadwerkelijke predatie van landbouwplagen in gewassen. In de literatuur missen we onderzoek naar effecten van akkerrandenbeheer op "einddoelen" zoals schade aan gewassen door plagen en op het gebruik van insecticiden.

### 3.2.1 Diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in akkerranden

Zo goed als al het onderzoek naar aantallen en diversiteit van natuurlijke vijanden in akkerranden laat een positief effect van akkerrandenbeheer zien. Slechts enkele vinden geen effect, negatieve effecten worden niet gemeld (tabel 5).

De onderzochte akkerranden verschilden sterk in vegetatiesamenstelling, en die samenstelling heeft ook verschillend effect op de populaties natuurlijke vijanden. Zo vonden Bell et al. (2002) dat spinnen vooral in aantallen toenamen in grazige randen en niet in bloemenranden, wat Woodcock et al. (2010) bevestigden voor loopkevers. Deze groepen natuurlijke vijanden hebben baat bij makkelijk toegankelijke randen of plekken die niet geploegd worden. Daar worden ze niet verstoord door bodembewerking, en van daaruit kunnen ze in het voorjaar de rest van de akkers koloniseren (Dennis en Fry 1992; Bianchi et al. 2003; Pywell et al. 2005; Holland et al. 2009).

Natuurlijke vijanden die tenminste gedeeltelijk afhankelijk zijn van nectar en/of stuifmeel in bloemen (zoals zweefvliegen en sluipwespen) hebben juist weer meer baat bij bloemenranden (o.a. Hänke et al. 2009; Vollhardt et al. 2010). Naast de aanwezigheid van bloei is ook de bereikbaarheid en kwaliteit van nectar belangrijk. Sluipwespen en zweefvliegen hebben vrij korte monddelen, waardoor nectar en stuifmeel goed bereikbaar in de bloemen aanwezig moet zijn (Wäckers 2004; Colley en Luna 2000). De kwaliteit van de nectar kan effectiviteit van sluipwespen sterk beïnvloeden (Vattala et al. 2006; Géneau et al. 2012). Vattala et al. (2006) vonden bijvoorbeeld dat een sluipwesp twee keer zo lang leefde van nectar uit Boekweit dan van nectar uit *Phacelia*. Kritische keuze in de kruidensamenstelling is ook van belang omdat van sommige bloemen ook vlinders kunnen profiteren waarvan de rupsen schade aan het gewas kunnen veroorzaken (Winkler et al. 2010).

Tabel 5: Het effect van verschillende typen akkerranden op groepen natuurlijke vijanden in de rand en in het gewas zoals vermeld in wetenschappelijke literatuur (+ = positief effect gemeten; o = geen effect gemeten; ± = soms een effect gemeten).

Type akkerrand	In de rand	In het gewas	Referenties
<b>Bloemenrand</b>	+ zweefvliegen + sluipwespen (van rupsen)	+ zweefvliegen + sluipwespen (van rupsen) o sluipwespen (van bladluizen)	Pascual-Villalobos et al. 2006; Bianchi & Wäckers 2008; Hänke et al. 2009; Volhardt et al. 2010; Campbell et al. 2012
<b>Gras- kruidenrand</b>	+ loopkevers + kortschildkevers + spinnen + oorwurmen	o loopkevers	Geiger et al. 2009; Holland et al. 2009
<b>Grasrand</b>	+ spinnen + loopkevers	+ spinnen + zweefvliegen + lieveheersbeestjes ± loopkevers	Bell et al. 2002; Purtauf et al. 2005; Werling et al. 2008; Eyre et al. 2009; Woodcock et al. 2010; Holland et al. 2012; Werling et al. 2012
<b>Braakrand (natuurlijke regeneratie)</b>	+ sluipwespen (van vlindereitjes en rupsen) o kortschildkevers + lieveheersbeestjes + roofwantsen + spinnen	o sluipwespen (van vlindereitjes en rupsen) o kortschildkevers o lieveheersbeestjes + roofwantsen	Denys & Tschardtke 2002; Olson & Wäckers 2007

### 3.2.2 Diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in de gewassen naast akkerranden

Of de natuurlijke vijanden in akkerranden ook daadwerkelijk landbouwplagen onderdrukken, hangt er van af of die natuurlijke vijanden het gewas weten te bereiken. Onderzoek naar het effect van randenbeheer op de fauna in de akkers wordt bemoeilijkt door een aantal factoren waardoor minder vaak positieve effecten worden gemeten.

Zo zijn niet alle natuurlijke vijanden even mobiel. Natuurlijke vijanden die zich hoofdzakelijk over de bodem bewegen (loopkevers, spinnen) verlaten soms zelfs de akkerrand helemaal niet (Werling and Gratton 2008; Holland et al. 2009). Loopkeversoorten verschillen sterk in mobiliteit, en loopkeverfauna in soortsaamenstelling (Eyre et al. 2009). Bovendien kan het lokale beheer, zoals gewaskeuze en chemische gewasbescherming (Langhof et al. 2005; Geiger et al. 2010), of juist de landschappelijke context (Purtauf et al. 2005; Woodcock et al. 2010) een belangrijke rol spelen.

Vliegende natuurlijke vijanden (zweefvliegen, lieveheersbeestjes, sluipwespen) bewegen zich makkelijker tussen akkerrand en gewas, zo makkelijk zelfs dat ook voor deze groep moeilijk een positief effect van akkerranden gemeten wordt. Voor zweefvliegen en lieveheersbeestjes is de landschappelijke context belangrijk (Bianchi et al. 2003; Hänke et al. 2009), terwijl sluipwespen soms afhankelijk zijn van nectar in bloemen, en soms van honingdauw op de bladluizen in het gewas (Vollhardt et al. 2010).

#### *Het belang van de landschappelijke context*

Over de afstand waarop een akkerrand effect kan hebben op de natuurlijke vijanden in een akker is weinig te vinden in de wetenschappelijke literatuur. Dat komt vooral doordat effecten van de akkerrand mengen met landschapseffecten. De populaties natuurlijke vijanden op akkers zijn afhankelijk van het omringende landschap, waar akkerranden een onderdeel van zijn (Bianchi et al. 2006). Holland et al. (2012) vonden een sterkere predatie van bladluizen door zweefvliegen en lieveheersbeestjes naarmate er meer akkerranden waren binnen een straal van 750 meter rondom de akker. Hänke et al. (2010) vonden zelfs een landschapseffect van 4 kilometer op zweefvliegen. Met name bodembewonende loopkevers en spinnen zijn minder mobiel (Werling and Gratton 2008; Holland et al. 2009), mogelijk doordat die populaties zich minder snel herstellen van landbouwactiviteiten zoals bodembewerking.

#### **3.2.4 Predatie op landbouwplagen**

In zeven studies werd de het effect van randenbeheer op de daadwerkelijke predatie van landbouwplagen onderzocht. Dit werd onderzocht door de hoeveelheid van plagen op verschillende tijdstippen te bepalen (Holland et al. 2012; Werling en Gratton 2010; Werling et al. 2012) of door de mate van parasitering door sluipwespen te bepalen (Menalled et al. 2003; Olson en Wäckers 2007; Vollhardt et al. 2010; Winkler et al. 2010). Holland et al. (2012) werkten met experimenteel gestandaardiseerde prooidichtheden in landschappen met verschillende hoeveelheden akkerranden. De beste resultaten zijn gevonden voor bladluizen in graan (Vollhardt et al. 2010; Holland et al. 2012), Coloradokever in aardappel (Werling and Gratton 2010; Werling et al. 2012), Glanskever in Koolzaad (Thies et al. 1999) en verschillende rupsen (Menalled et al. 2003; Winkler et al. 2010).

#### *Het belang van de landschappelijke context*

Ook de predatiedruk op landbouwplagen in akkergewassen wordt beïnvloedt door het omringende landschap (o.a. Thies et al. 1999; Roschewitz et al. 2005; Winqvist et al. 2011). Op landschapsniveau kan het areaal “vegetatie niet zijnde landbouw” (“non-crop area”) zelfs een sterker effect hebben op natuurlijke vijanden en predatie dan biologische landbouw (Roschewitz et al 2005; Geiger et al. 2010). Uit een review van Bianchi et al. (2006) blijkt dat voorgewasbescherming kruidige vegetaties (zoals akkerranden, wegbemen, etc.) de belangrijkste vorm van “vegetatie niet zijnde landbouw” is.

Voor het grootste effect van akkerranden op gewasbescherming is dus een landschapsbenadering belangrijk. Hänke et al. (2010) vonden het sterkste effect van bloemenranden op zweefvliegenpopulaties in simpele landschappen (vrijwel 100% akkerbouw) vergeleken met complexere landschappen (tot 70% semi-natuurlijke vegetatie). Het belang van akkerrandenbeheer op landschapsniveau wordt onderstreept door een recent gepubliceerd onderzoek uit Engeland (Holland et al. 2012) waarin gevonden werd dat bladluispredatie in graan steeg naarmate er meer



grasranden waren binnen een straal van 750m rond het perceel. De belangrijkste natuurlijke vijanden waren zweefvliegen en lieveheersbeestjes.

#### *Het belang van prooidieren als voedselaanbod*

In een grootschalig Duits onderzoek naar natuurlijke vijanden op akkerpercelen werd gemeten dat de meeste natuurlijke vijanden voorkwamen op percelen die niet met insecticiden waren bewerkt, terwijl de hoeveelheid bladluizen gelijk bleef (Krauss et al. 2011). De onderzoekers weten dit aan het feit dat natuurlijke vijanden zich slechter ontwikkelden bij knelpunten in het voedselaanbod in een fase waarin natuurlijke vijanden prooi hard nodig hebben. Met andere woorden, natuurlijke vijanden verhongeren als er te weinig prooi aanwezig is.

De belangrijkste natuurlijke vijanden van bladluizen (sluipwespen en zweefvliegen) doorlopen meerdere generaties per jaar waarbij één vrouwtje honderden nakomelingen produceert. Om ervoor te zorgen dat de populatie natuurlijke vijanden de plaagpopulatie bij kan houden is het dus van groot belang dat er naast voedselaanbod voor de volwassen insecten (nectar en stuifmeel) ook voedselaanbod is voor de larven (prooidieren).

Opvallend genoeg zijn we de rol van prooidierpopulaties voor het stimuleren van natuurlijke vijanden niet tegengekomen in gepubliceerd akkerrandenonderzoek. In de glastuinbouw wordt bijvoorbeeld wel met planten gewerkt die zowel nectar en stuifmeel produceren als onschuldige bladluizen huisvesten ("banker plants", Parolin et al. 2012). In de akkerbouw kan gewerkt worden met schadedrempels zodat er altijd voldoende voedselaanbod is voor natuurlijke vijanden.

#### **3.2.5 Sociaal economische aspecten**

Minder gebruik maken van insecticiden vergt een gedragsverandering bij boeren. Geen enkele wetenschappelijke studie heeft onderzocht in hoeverre verhoogde predatie in het gewas resulteert in verminderd gebruik van insecticiden. Insecticidegebruik in de gangbare akkerbouw is meestal preventief: insecticiden worden door fungiciden gemengd die in de graan- en aardappelteelt standaard toegepast worden.

Verschillende onderzoekers benadrukken dat het gedrag van de boeren (zoals gewasbescherming en algehele bedrijfsintensiteit) belangrijk zijn voor het functioneren van natuurlijke plaagbeheersing (bijvoorbeeld Krauss et al. 2011; Gosme et al. 2012; Bianchi et al. 2013; Veres et al. 2013). Zolang insecticidegebruik niet gebaseerd is op de aanwezigheid van plaagdieren, lijkt akkerrandenbeheer als aanvullende maatregel weinig zinvol. Dit benadrukt de noodzaak van aanvullende (trainings)activiteiten voor akkerbouwers en adviseurs.

In de wetenschappelijke literatuur hebben we geen onderzoek gevonden naar de financiële kosten en baten van akkerrandenbeheer voor gewasbescherming. Akkerrandenbeheer kost de boer geld en tijd, terwijl besparingen in insecticiden geld opleveren. Over de mate waarin de voordelen afwegen tegen de nadelen is geen wetenschappelijk literatuur over gevonden.



#### **Box 4: Akkerranden en gewasbescherming in de praktijk**

In Nederland wordt sinds het begin van de jaren '90 in de biologische en geïntegreerde akkerbouw gewerkt met akkerranden speciaal voor betere plaagonderdrukking in gewassen. Daarbij is de aandacht vooral uitgegaan naar bloemenranden (Hospers-Brands "Bloemen tegen Bladluizen" 1991).

Sinds de invoering van de teeltvrije zones (Lozingenbesluit 2000) zijn er in haast alle provincies initiatieven van het rijk, provincies, waterschappen en LTOs ontstaan om de teeltvrije zones te verbreden en de doelen te combineren met aanvullende beleidsambities. Het stimuleren van natuurlijke vijanden voor duurzame gewasbescherming met de zogenaamde "FAB akkerranden" is daar een voorbeeld van. FAB staat voor Functionele AgroBiodiversiteit.

Na praktijkonderzoek (van Alebeek et al. BIODIVERS) zijn de afgelopen jaren verschillende FAB pilots uitgevoerd zoals in de Hoeksche Waard ("LTO-FAB" 2005-2011, 4 deelnemers), Zeeland (2005-2007, 15 deelnemers), Brabant (2006-2012, 7 deelnemers) en Gelderland (Natuurlijke Grenswateren 2011-2012, 4 deelnemers). Initiatieven waarin het FAB akkerrandenbeheer grootschalig werd uitgerold zijn er in Flevoland (Akkerranden Flevoland 2010-2013, 97 deelnemers) en in de landelijke regeling "Beheer Akkerranden", uitgevoerd door samenwerkingsverband Bloeiend Bedrijf (2011-2015, 570 deelnemers).

#### **De Hoeksche Waard en andere pilots**

De belangrijkste pilot voor dit type akkerranden beheer is uitgevoerd in de Hoeksche Waard. Akkerranden en naastliggende gewassen zijn gedurende 5 seizoenen nauwgezet gevolgd op 4 akkerbouwbedrijven. Er is veel kennis verzameld en nieuwe kennis ontwikkeld (van Alebeek et al. 2011) en er is een methodiek ontstaan voor de Nederlandse praktijk. In de Hoeksche Waard en andere FAB pilots zijn gewasinspecties uitgevoerd door teeltbegeleiders. Op basis van een aangepast "FAB advies" konden de deelnemers beslissen wel of geen insecticiden toe te passen. De telers gaven aan voornamelijk in de granen minder tegen bladluizen te spuiten.

In Actief Randenbeheer Brabant werden in 2011 geen schadedrempels overschreden, in de aardappels had 1 van de 7 deelnemers daarna geen insecticiden gebruikt, in de granen waren dat 5 op de 7 deelnemers (Dieleman et al. 2012).

#### **Uitrol in de praktijk**

In Akkerranden Flevoland werden in 2013 bij de 100 deelnemers in de granen geen schadedrempels overschreden. In vier jaar tijd werd het insecticidegebruik in de graanteelt teruggebracht van gemiddeld drie bespuitingen per seizoen naar gemiddeld één (van der Wal, CLM informatieblad "Akkerranden Flevoland").

In de landelijke regeling "Beheer Akkerranden", waarin honderden akkerbouwers met overheidssteun aan "FAB-randenbeheer" konden werken ("Bloeiend Bedrijf" 2011-2015), werden de boeren zelf getraind om de gewasinspecties uit te voeren. In 2012 verminderde 67% van de gangbare aardappel- en graantelers het insecticidegebruik in de gewassen door minder of zelfs helemaal geen insecticiden te gebruiken, terwijl 13% zag dat schadedrempels waren overschreden (Bos et al. Bloeiend Bedrijf nieuwsbrief Nr. 8 2013).

“FAB” en natuurlijke vijanden intrigeren akkerbouwers. De grootste natuur- en milieuwinst zit in de omschakeling van preventief insecticidegebruik (standaard insecticiden door fungiciden mengen) naar toepassingen op basis van schadedrempels. De mate waarin akkerbouwers daadwerkelijk minder insecticiden toepassen hangt nog het sterkst af van de individuele akkerbouwer door factoren als *kennis, onafhankelijke begeleiding, tijdsdruk* en *persoonlijke risicobeleving*. Gewasbeschermingsadvies (nu hoofdzakelijk gefinancierd vanuit de middelenverkoop) en onafhankelijke kennisinstellingen spelen hier een rol in.

Juist doordat in de gangbare akkerbouw het meeste insecticidegebruik tegelijk plaatsvindt met andere middelen (bijvoorbeeld fungiciden), is er bij het achterwege laten van de insecticiden geen besparing op machinegebruik en arbeid. De enige besparing voor de akkerbouwer is het middel zelf. De kosten daarvan lopen uiteen van ongeveer 6 tot 45 EUR per hectare per spuitgang. Als akkerrandenbeheer 2000 EUR per hectare kost, moet er dus per hectare akkerrand 44 tot 334 hectare gewas minder met insecticiden bespoten worden om het beheer rendabel te maken. Dat is niet snel het geval en dat benadrukt het belang van maatschappelijke betrokkenheid (betalingen) via de agrarische productketen of de overheid.

### 3.3 Gewasbestuiving

Onder gewasbestuiving verstaan we in dit onderzoek het bestuiven van bloeiende planten door insecten, met een nadruk op landbouwgewassen. In de literatuur vinden we de volgende twee onderzoeksniveaus in bestuivingsonderzoek in relatie tot akkerrandenbeheer:

Diversiteit en aantallen bestuivende insecten



Daadwerkelijke zaadproductie en/of oogst

Voor inzicht in het mechanisme is bloembezoek al bruikbare informatie, voor de agrarisch ondernemer is de daadwerkelijke oogst het interessantst. Er moet in dit verband verschil gemaakt worden tussen vruchtzetting en oogst. Het kan heel goed voorkomen dat er hele goede vruchtzetting is, maar dat de zaadproductie/oogst gelijk blijft omdat ook andere factoren een rol spelen in vruchtontwikkeling (Bos et al. 2007).

In Nederland is gewasbestuiving door insecten relevant voor akkerbouwers (bijv. koolzaad, vlas), fruittelers (bijv. appel, aardbei), groentetelers (bijv. pompoen, tomaat) en zaadvermeerderaars (een grote variatie aan consumptie- en siergewassen). Naast de landbouwsector heeft botanisch natuurbeheer ook direct baat bij bestuivende insecten.

De onderzochte groepen bestuivende insecten zijn de Honingbij, wilde bijen (honderden soorten, inclusief hommels) en zweefvliegen (honderden soorten, inclusief natuurlijke vijanden van bladluizen). Vlinders worden in sommige studies ook genoemd, maar gezien hun geringe rol in gewasbestuiving zullen wij die hier niet behandelen.

#### 3.3.1 Diversiteit en aantallen bestuivende insecten

De diversiteit en aantallen bestuivende insecten kunnen worden gestimuleerd door verschillende vormen van agrarisch natuur- en milieubeheer (zie tabel 6). Ondanks dat de belangrijkste bestuivende insectensoort de Honingbij is, gaan de meeste studies over hommels en solitaire wilde bijen. Dat heeft er mee te maken dat de aanwezigheid van Honingbijen afhankelijk is van de aanwezigheid van imkers. De aanwezigheid van wilde bestuivende insecten, zoals wilde bijen, is afhankelijk van wat agrarische en niet-agrarische landschapselementen te bieden hebben. Hommels worden als modelgroep gezien om de reactie van sociale bijen op het landschap in beeld te brengen.

Tabel 6: De in de wetenschappelijke literatuur vermelde vormen van agrarisch natuurbeheer met een positief effect op aantallen, diversiteit en/of nest-dichtheden van bestuivende insecten

##### **Kruidige bloei in perceelsranden en overhoekjes**

Walther-Hellwig en Frankl 2000; Kells et al. 2001; Carvell et al. 2004, 2006, 2007; Pywell et al. 2006, 2011; Heard et al. 2007; Holzschuh et al. 2008; Lye et al. 2009; Alanen et al. 2011

##### **Bloeiende houtwallen**

Hannon en Sisk 2009; Cranmer et al. 2012

##### **Bloeiende gewassen**

Westphal et al. 2003, 2009; Albrecht et al. 2007; Goulson et al. 2010; Redpath et al. 2010; Hanley et al. 2011; Williams et al. 2012

##### **Erfbeplanting**

Osborne et al. 2008; Goulson et al. 2010

### *Invloed van de vegetatiesamenstelling*

De vegetatiesamenstelling van bloeiende landschapselementen beïnvloedt de mate waarin ze bestuivende insecten stimuleren. Dit komt door verschillen in hoeveelheid nectar en stuifmeel, bloeitijdstip, bloemvorm en habitat voor nestplaatszoekende koninginnen en solitaire bijen.

Het belang van meerjarige vegetatie wordt onderstreept door onderzoek waaruit blijkt dat akkerranden voor stuifmeel en nectar vooral dichtheden stimuleren, maar meerjarige elementen nodig zijn om ook een grotere diversiteit te krijgen (Carvell et al. 2007). Meerjarige elementen met een positief effect op bestuivende insecten zijn onder andere regenererende braak (Kells et al. 2001; Alanen et al. 2011), erven en houtwallen (Osborne et al. 2008; Hannon and Sisk 2009; Goulson et al. 2010) en overige “non-crop habitats” (Holzschuh et al. 2010).

Bloeiende gewassen zoals koolzaad en veldboon produceren een beperkte periode heel veel nectar en trekken daardoor grote aantallen hommels en andere wilde bijen aan. Echter, het aantal hommelskolonies en de bijendiversiteit nemen pas toe als deze tijdelijke vorm van voedselaanbod aangevuld wordt met bloei op andere tijdstippen (Westphal et al. 2009; Hanley et al. 2011). In Groot-Brittannië wordt met éénjarige akkerrandenmengsels gewerkt die speciaal gericht zijn op zo veel mogelijk én zo lang mogelijke productie van nectar en stuifmeel. Die randen trekken maar liefst 12 keer zo veel hommels aan vergeleken met grasmengsels, maar ook het dubbele aan hommels vergeleken met bloemenmengsels die met andere criteria worden samengesteld (Pywell et al. 2006).

Naast de hoeveelheid en tijdstip van nectar- en stuifmeelproductie is ook de vorm van de bloemen belangrijk. Voor de bijendiversiteit is het van belang zowel diepe als ondiepe bloemen in te zaaien om zowel langtongige als korttongige soorten te stimuleren. Bedreigde hommelssoorten, bijvoorbeeld, zijn meestal langtongig en gespecialiseerd in diepe bloemen, terwijl korttongige hommelssoorten meestal generalist zijn en algemeen voorkomen (Carvell et al. 2006). Bij diepe bloemen kunnen korttongige hommelssoorten “inbreken” door gaatjes te bijten in de bloembasis, waardoor ze de bloem niet bestuiven.

Voor nestplaatszoekende hommelskoninginnen blijkt een meerjarig gras-kruidentmengsel het beste te werken. Zij beginnen nesten in vegetaties met voldoende mogelijkheden om muizenholten te vinden of zelf holtes te vormen (Lye et al. 2009). Ook extensief beheerd kruidenrijk grasland kan in die behoefte voorzien (Albrecht et al. 2007).

### *Landschapseffecten op bestuivende insecten*

Het omringende landschap en agrarisch beheer op de aangrenzende percelen heeft een sterke invloed op de effectiviteit van akkerrandenbeheer voor bestuivende insecten. Zo vonden Heard et al. (2007) dat bloemenstroken meer hommels aantrokken naarmate het landschap sterker door akkerbouw werd gedomineerd. Voor hommels was het effect groter (tot een straal van 500 meter) dan voor solitaire wilde bijen (250 meter).

Redpath et al. (2010) lieten zien dat de aanwezigheid van vooral klavers in grasland een sterk positief effect kan hebben op hommels. Dit geldt ook voor koolzaad (Westphal et al. 2003), met de kanttekening dat voor succesvolle voortplanting hommels aanvullende bloei nodig hebben (Westphal et al. 2009).

De verschillende relaties tussen bestuivende insecten en het landschap komt door verschillende voorkeuren. Solitaire wilde bijen nestelen in allerlei habitats zoals dood hout, kale grond, dorre plantenstengels en zelfs slakkenhuisjes, waardoor die groep ook afhankelijk is van semi-natuurlijke habitats in een straal van 750 meter (Steffan-Dewenter et al. 2002). Bij sociale wilde bijen laten Walther-Hellwig en Frankl (2000) zien hoe (vaak zeldzame) langtongige hommels afhankelijker zijn van aaneengesloten habitat dan de algemenere langtongige hommelssoorten omdat ze kortere fourageerafstanden afleggen. Maar ook voor hommels is nest-habitat van belang. Goulson et al. (2010) toonden een positief effect aan van erfbepanting, houtwallen en extensief grasland op hommels in een straal van maar liefst 750 tot 1000 meter.

Het agrarische beheer op de percelen zelf speelt een belangrijke rol vooral doordat het gebruik van herbiciden en insecticiden sterk kan verschillen. Krauss et al. (2011) vonden dat bespoten akkers minder bloeiende planten huisvestten en daardoor ook minder bestuivende insecten. Kovács-Hostyánszki et al. (2011) gingen nog verder en vonden een negatief effect van stikstof-bemesting en insecticiden-gebruik op de soortenrijkdom van solitaire wilde bijen en de dichtheid van grote bijen.

Biologische landbouw heeft een gunstig effect op bestuivende insecten. Zo lieten Holzschuh et al. (2008) zien dat het effect van akkerranden op bijendiversiteit het grootst is naarmate er in de omgeving meer biologische landbouw is. Rundlöf et al. (2008) verfijnden dit door aan te tonen dat biologische landbouw het sterkste effect heeft in monotone landschappen, en dat de diversiteit op gangbare bedrijven vooral afhankelijk was van omringende landschappelijke afwisseling.

### **3.3.2 Zaadproductie en oogst**

Agrarisch natuur- en milieubeheer voor bestuivende insecten is vooral op de bescherming van die insectengroep gericht. Slechts een handvol studies keek naar het effect van dit beheer rond bestuivingsbehoefte gewassen op de daadwerkelijke bestuiving van gewassen. Nagamitsu et al. (2012) ontdekten in Japan dat de overleving van bestuivende insecten in Pompoen (hommels) sterk afhankelijk was van wat er verder nog bloeide in het landschap. Een mooie studie naar bestuiving van Mango in Zuid Afrika (Carvalheiro et al. 2012) laat zien dat hoe meer bloei er in de boomgaarden was, des te beter de Mango's werden bestoven omdat populaties wilde bestuivende insecten zich beter konden handhaven.

In Europa hebben we geen studies gevonden naar het effect van agrarisch natuur- en milieubeheer op gewasbestuiving. Wel vonden we twee studies die modelsoorten hebben gebruikt om dat effect te meten. Zo vonden Diekötter et al. (2010) dat massaal bloeiend koolzaad bestuivende hommels aan het omringende landschap onttrok waardoor hun modelsoort Rode klaver minder door hommels werd bezocht. Uiteindelijk was de zaadsetting vooral afhankelijk van semi-natuurlijke habitats in het omringende landschap. Cranmer et al. (2012) gebruikten de door hommels bestoven Veldsalie (*Salvia pratensis*) bij bloeiende landschapselementen die in verschillende mate met andere elementen waren verbonden. Zij vonden meer bloembezoek, pollenontvangst en zaadsetting naarmate de bloeiende landschapselementen (bloeiende veldjes en houtwallen) sterker met elkaar waren verbonden.

### **3.3.3 Sociaaleconomische aspecten**

In de wetenschappelijke literatuur zijn we geen kosten-baten analyses tegengekomen over akkerrandenbeheer voor betere gewasbestuiving. De kosten liggen bij de boeren die akkerranden aanleggen, de voordelen liggen bij imkers (fourageergebied voor honingbijen), boeren die afhankelijk zijn van bestuivende insecten (fruittelers, zaadvermeerderaars) en de maatschappij (voedsel, biodiversiteit). Bekend is dat 35% van de wereldwijde agrarische productie baat heeft bij bestuivende insecten (Klein et al. 2007). Mede op basis daarvan berekenden Gaille et al. in 2008 een wereldwijde waarde van gewasbestuiving door insecten op 153 miljard EUR per jaar, waarvan bijna 15 miljard in de Europese Unie. Wetenschappelijke literatuur met betrekking tot Nederland en de rol van akkerranden ontbreekt.



### **Box 5: Akkerranden voor gewasbestuivende insecten in de praktijk**

In Nederland wordt niet grootschalig gewerkt met vormen van akkerranden voor gewasbestuivende insecten. Nadat 2012 uitgeroepen was tot het Jaar van de Bij zijn er her en der wel losse initiatieven en onderzoeken gestart om bijen in het agrarische landschap een handje te helpen.

Het praktijknetwerk “Bijen in de Akkers” (2012-2013) van Agrarische Natuurvereniging Oost Groningen (ANOG) experimenteert met nieuwe vormen van akkerranden voor imkers. Het landelijke project “BIJenBESTUIVING” (2012-2015) van het Louis Bolk Instituut werkt met agrarische natuurverenigingen en tientallen akkerbouwers, veehouders, imkers, en zaad- en fruittelers aan verschillende maatregelen om het platteland bijvriendelijker te maken. Naast drachtplantenveldjes en akkerranden wordt gewerkt aan betere communicatie tussen boeren en imkers en worden effecten gemonitord op de gewasbestuiving en vruchtzetting in de fruitteelt.

In het onderzoeksproject *“Linking resource availability to pollinator diversity and pollination services in agricultural landscapes”* (in het kader van NWO programma Biodiversiteit Werkt 2010-2016) van David Kleijn (WUR-Alterra) en Koos Biesmeier (Naturalis Biodiversity Centre) worden experimentele drachtplantenveldjes (akkerranden) aangelegd in verschillende landschappen. Er wordt onderzocht wat de effectiviteit is van verschillende hoeveelheden drachtplanten in verschillende landschappen op biodiversiteit van bestuivende insecten en op de bestuiving van naastliggende landbouwgewassen. Bovendien wordt met enquêtes onderzocht wat het economische belang bij Nederlandse fruittelers is.



### 3.4 Natuurbescherming

Behoud van biodiversiteit en bescherming van kwetsbare natuurwaarden zijn veelgenoemde redenen voor akkerrandenbeheer. Het blijkt moeilijk de randvoorwaarden voor deze doelen te formuleren, en daarmee de tussendoelen. Dit komt onder andere doordat “biodiversiteit” en “kwetsbare natuur” geen eenduidige begrippen zijn: het omvat genetische, taxonomische en ecologische diversiteit. Zelfs als we het begrip terug brengen tot soortenrijkdom, wat vaak impliciet gebeurt, omvat het soortenrijkdom van planten, vogels, zoogdieren, amfibieën en reptielen, insectengroepen, schimmels, etc. Al deze groepen hebben hun eigen randvoorwaarden (zie hoofdstukken 3.2 en 3.3 voor voorbeelden van natuurlijke vijanden en bloem bezoekende insecten), maar ook hun eigen ruimtelijke en temporele schaal waarop effecten gemeten en beoordeeld moeten worden. We zullen hier dan ook geen poging doen de randvoorwaarden te inventariseren.

#### 3.4.1 Grotere diversiteit planten en dieren

We weten van biodiversiteit in agrarische gebieden een aantal dingen: een groter oppervlakte niet-agrarisch gebied heeft een grotere biodiversiteit (Tscharntke et al. 2011), lagere intensiteit van de landbouw heeft een hogere biodiversiteit (Boatman 2004; Geiger et al. 2009; Kleijn et al. 2011) en hogere landschappelijke diversiteit heeft een hogere biodiversiteit (Tscharntke et al. 2005; Tscharntke et al. 2012). Deze drie veranderingen worden bereikt door een toename van akkerranden, los van de kwaliteit van de akkerranden, maar kunnen ook door allerlei andere maatregelen worden beïnvloed waardoor effectiviteit van akkerranden niet vanzelfsprekend is.

Musters et al. (2009) beschrijven de lange termijn ontwikkelingen in de flora van teeltvrije perceelranden (meestal 2 m brede grasranden) en naastliggende slootkanten. In vijf jaar tijd vonden zij een steeds hogere biodiversiteit die mede toe te schrijven viel aan met name stikstofverschraling. Noordijk et al. (2011) onderzochten 11 jaar lang bloemrijk ingezaaide Zeeuwse faunaranden. Die bleken snel te verwilderen, maar die verwildering ging gepaard met slechts een kleine achteruitgang in de soortenrijkdom van planten. De soortenrijkdom van ongewervelde diergroepen nam er in de loop van 11 jaar duidelijk toe, vooral door een toename van soorten planten- en afvletende ongewervelden (Noordijk et al. 2010).

#### 3.4.2 Bescherming van kwetsbare natuur

Als de lokale en landschappelijke biodiversiteit toeneemt door het akkerrandenbeheer, kunnen daar in principe ook kwetsbare soorten van profiteren. Dit wordt bemoeilijkt doordat deze soorten per definitie (zeer) zeldzaam zullen zijn waardoor populaties moeilijk opkrabbelen (Kleijn et al. 2011). Er worden dan ook vrijwel nooit Rode Lijst soorten gevonden in akkerranden (Kleijn et al. 2011). Pas als er een uitgebreid stelsel van akkerranden in een landschap aanwezig is en deze er langere tijd liggen mag men deze gaan verwachten. Om deze reden worden akkerranden die geen verdere specifieke doelstelling hebben dan het bevorderen van de biodiversiteit slechts bij uitzondering effectief bevonden voor de bescherming van kwetsbare soorten (Kleijn et al. 2011).

Voorbeelden van positieve ervaringen met akkerrandenbeheer voor kwetsbare soorten zijn er wel in geval van de inrichting en het beheer van de akkerranden dat specifiek op bepaalde soorten is gericht. Voor Nederland zijn daar resultaten van gepubliceerd over Veldleeuwerik en de Hamster (resp. Kuiper et al. 2013 en La Haye et al. 2010), maar er zijn ook belangrijke successen geboekt met de bescherming van de Grauwe kiekendief (Koks et al. 2007 en Box 6). Elders in Europa zijn

bovendien positieve resultaten geboekt met akkerrandenbeheer voor bijvoorbeeld Patrijs (Chiverton 1999) en Geelgors (Perkins et al. 2002).

### **3.4.3 Relatie met andere maatschappelijke diensten**

Akkerranden die aangelegd worden voor gewasbescherming (hoofdstuk 3.2) en gewasbestuiving (hoofdstuk 3.3) hebben daarmee een positief effect op biodiversiteit in het algemeen. Omdat de vegetatie van akkerranden voor akkervogels meestal bestaat uit meerjarige gras-kruidentengmengsels of gras-granen mengsels, kunnen akkerranden die zijn ontwikkeld voor de bescherming van akkervogels ook helpen natuurlijke vijanden van landbouwplagen te stimuleren (Olson en Wäckers 2007). Voor succesvol beheer voor akkervogels moet wel rekening gehouden worden met de ligging van de vogelterritoria en fourageerroutes (Kuiper et al. 2013).

De Snoo (1999) laat zien dat in spuitvrije bufferstroken (hoofdstuk 3.1) het aantal plantensoorten kan verdubbelen, maar ook aantallen insecten en insectengroepen, vlinders, loopkevers en Gele Kwikstaarten (insectenetende vogels). De diversiteit van de vegetatie in de randen van percelen (gemeten over een strook van 24 meter vanaf de haag het perceel in) neemt toe naarmate er een bredere spuitvrije zone wordt aangehouden (Andresen 2012). Frampton (2002) vond bovendien dat een spuitvrije zone van 6 m het aantal springstaartjes deed toenemen, die een belangrijke voedselbron vormen voor grotere insecten zoals loopkevers. De Snoo & van der Poll (1999) merkten op dat het positieve effect wel afhangt van het naastliggende gewas: rond wintertarwe was het aantal kruidensoorten in bufferstroken en slootkanten hoger, maar langs suikerbieten en aardappelen vonden zij dat effect niet.

Boatman (2004) publiceerde een overzicht van studies naar de relatie tussen insecticidegebruik en populaties van bedreigde akkervogels (tabel 7). Hij onderscheidde tussen studies die effecten bewezen op voedselaanbod, broedsucces en populaties. Effecten op voedselaanbod en broedsucces (overleving van kuikens) zijn het vaakst bewezen, effect op daadwerkelijke populatiegrootte is alleen bewezen voor de Patrijs. Als akkerranden worden aangelegd om natuurlijke plaagonderdrukking te stimuleren om daarmee het insecticidegebruik te verminderen, kan dit dus ook een positief effect hebben op insectenetende akkervogels.

Tabel 7: Indirecte effecten van insecticiden op akkervogels via effecten op voedselaanbod, broedsucces en populatiegrootte (naar: de Snoo 1999; Boatman 2004). Als akkerranden worden gebruikt om het insecticidegebruik te extensiveren (hoofdstuk 3.2), kan dit dus indirect aanvullend positieve effecten hebben op insectivore vogels.

<b>Vogelsoort</b>	<b>Indirect effect insecticiden</b>
<b>Geelgors</b>	Bewezen
<b>Gele kwikstaart</b>	Bewezen
<b>Grauwe gors</b>	Bewezen
<b>Patrijs</b>	Bewezen
<b>Veldleeuwerik</b>	Waarschijnlijk
<b>Grauwe klauwier</b>	Mogelijk
<b>Kneu</b>	Mogelijk
<b>Ringmus</b>	Mogelijk
<b>Zomertortel</b>	Mogelijk
<b>Boerenzwaluw</b>	Niet te verwachten
<b>Kievit</b>	Niet te verwachten



### **Box 6: Akkerranden voor natuurbescherming in de praktijk**

In de verschillende Actief Randenbeheer projecten die de afgelopen 10 jaar in Nederland zijn uitgevoerd (zie Box 3, hoofdstuk 3.1), was naast de bufferfunctie van akkerranden een verhoogde biodiversiteit een belangrijk doel. De daadwerkelijk resultaten zijn wisselend. Zo is bij Agroranden Hoeksche Waard een positief effect gevonden op de waterfauna, maar is in Actief Randenbeheer Brabant bij een grootschalige biodiversiteitsmonitoring geen positief effect gevonden op zowel aquatische als terrestrische biodiversiteit. In akkerrandenprojecten als Akkerranden Flevoland en NAGREWA (Gelderland) was hogere biodiversiteit wel een doel, maar is dat doel niet gemonitord.

In Nederland is de aanleg van akkerranden voor natuurbescherming geregeld in het Subsiestelsel Natuur en Landschap (SNL). In het SNL wordt onderscheid gemaakt in randen voor overwinterende vogels (voedselaanbod in de vorm van zaden) en randen voor broedende vogels (schuilplaats en voedselaanbod in de vorm van insecten en muizen). Dit type akkerrandenbeheer is vooral ontwikkeld door de Werkgroep Grauwe Kiekendief die daarmee de populatie Grauwe kiekendieven in Groningen van zo goed als geen in 1990 tot ongeveer 45 broedparen in 2012 heeft helpen ontwikkelen.

Akkerrandenbeheer als vorm van agrarisch natuurbeheer voor bedreigde diersoorten is in het recent verschenen rapport van de Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur naar voren gekomen als één van de weinige vormen van effectief agrarisch natuurbeheer (Kleijn 2012). Echter, akkerrandenbeheer niet altijd de enige noodzakelijke maatregel. Zo heeft de Veldleeuwerik ook aanvullende volveldse beheeraanpassingen nodig zoals latere maaisnedes op grasland (Ottens et al. 2013).

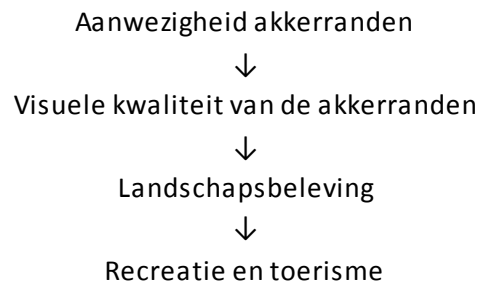
In Nederland is akkerrandenbeheer voor betere waterkwaliteit en natuurlijke plaagbeheersing altijd gescheiden geweest. Er is nog nooit gewerkt aan de monitoring van gecombineerde doelen in SNL akkerranden: habitat voor bedreigde diersoorten, minder gebruik van insecticiden én schoner oppervlaktewater.





### 3.5 Landschapsbeleving

Dat de aanwezigheid van duidelijk zichtbare landschapselementen als akkerranden invloed zal hebben op hoe mensen het landschap beleven zal niemand betwijfelen. Maar hoe de beleving verandert door het aanleggen van deze randen en in welke mate dat gebeurt is veel minder op voorhand duidelijk.



De beleving van landschap is onderwerp van een groot aantal studies (voor een overzicht zie Lovell & Sullivan 2006). Het schaalniveau van het 'landschap' wordt bij uitstek gezien als het schaalniveau waarop de menselijke beleving zich afspeelt (Gobster et al. 2007). Landschappen geven mensen een esthetische ervaring (Clergue et al. 2005; Gobster et al. 2007). Die ervaring is zowel afhankelijk van het landschap zelf, als van degene die de ervaring ondergaat. Daarmee heeft de beleving van een landschap dus zowel een objectieve (het landschap) als een subjectieve (de waarnemer) kant (Clergue et al. 2005; Gobster et al. 2007).

Wat het laatste betreft, de subjectieve kant, heeft onderzoek laten zien dat de waardering van een landschap afhankelijk is van zaken als leeftijd, geslacht, opleiding, kennis, bekendheid met het landschap en lidmaatschap van een landschap beschermende organisatie (Strumse 1996; Junge et al. 2011). Het is in verband met de akkerranden vooral belangrijk vast te stellen dat boeren een landschap anders waarderen dan burgers (Angileri & Toccolini 1993; Lovell & Sullivan 2006; Junge et al. 2011). Boeren kijken met professionele ogen naar het landschap en beoordelen het daarom vooral op tekenen van agrarisch vakmanschap (Burton 2012). Vandaar hun voorkeur voor 'nette', sterk door de mens beïnvloede landschappen (Lovell & Sullivan 2006; Paar et al. 2008). Deze waardering vinden we niet terug bij niet-boeren, die deze nette landschappen meestal eentonig en saai vinden (Burton 2012). Overigens hebben ook burgers een voorkeur voor landschappen waar een zeker beheer zichtbaar is (Lovell & Sullivan 2006). Omdat uiteindelijk boeren beslissen over het beheer van randen, is het belangrijk bij het onderstaande steeds het verschil tussen boeren en burgers te betrekken.

Wat de objectieve kant van beleving betreft, de waardering van een akkerrand zal ongetwijfeld afhangen van het landschap waarin de rand zich bevindt en van eigenschappen van de rand zelf. Om die reden zullen we hieronder een onderscheid maken tussen de waardering van de aanwezigheid van elementen zoals randen in een agrarisch landschap en die van het uiterlijk van randen, dat wil zeggen de kleurrijkdom van randen. Een interessante observatie is dat hoge waardering van een landschap samenvalt met een hoge biodiversiteit, in ieder geval wat betreft de rijkdom aan planten (Lindemann-Matthies et al. 2010).

De esthetische waardering van een landschap kan een sterk motief van mensen zijn om veranderingen in dat landschap te ondersteunen of er zich tegen te keren (Gobster et al. 2007). Daarmee wordt het zaak veranderingen in een landschap te laten samenvallen met een verbetering

van de esthetische waarde van het landschap, los van economische overwegingen. Maar een hogere esthetische waardering van een landschap heeft uiteraard wel economische gevolgen: de recreatie- en toeristische mogelijkheden worden er door vergroot (Stoots & van der Vlies 2007; Wratten et al. 2012) en de prijzen van huizen kunnen er bijvoorbeeld door veranderen (Bastian et al. 2002).

### **3.5.1 Aanwezigheid van akkerranden**

In het algemeen is het zo dat hoe afwisselender een landschap is, hoe hoger het gewaardeerd wordt (Junge et al. 2011). Dit betekent dat de aanleg van een rand op zichzelf al tot een hogere belevingswaarde van het landschap kan leiden als die rand het landschap meer afwisselender maakt (Lovell & Sullivan 2006). Maar dit zou ook bereikt kunnen worden met de aanleg van een ander klein landschapselement. In theorie kan het ook betekenen dat, als in een landschap al heel veel randen aanwezig zijn, een nieuwe rand de verscheidenheid juist verlaagt, en dus de belevingswaarde vermindert.

Hoge waardering door de samenleving blijkt vooral te bestaan voor oude agrarische elementen en structuren, natuurlijke elementen, kleinschalige landschappen en karakteristiek gebouwen (Strumse 1996; Dramstad et al. 2001; Arriaza et al. 2004; Junge et al. 2011). Elementen als wegen, fabrieken, elektriciteitsmasten, etc. worden negatief gewaardeerd (Arriaza et al. 2004). Boeren blijken (semi)natuurlijke elementen minder te waarderen dan burgers (Junge et al. 2011), maar in Australië vonden de boeren de overblijfselen van de oorspronkelijke begroeiing met het grootste oppervlakte juist het mooist (Duncan & Dorrough 2009). Grasland zonder natuurlijke elementen wordt door zowel de burgers als de boeren het minst gewaardeerd (Junge et al. 2011).

In de USA bleken zowel boeren als bewoners en onderzoekers de aanwezigheid van gewone, standaard bufferzones zonder bomen te waarderen, maar boeren waardeerden extra brede zones, die net zo hoog werden gewaardeerd door bewoners en onderzoekers, minder dan de standaard zones (Sullivan et al. 2004). In Engeland werden hagen door boeren vooral gewaardeerd vanwege de jacht (Macdonald & Johnson 2000). Uit een Zwitserse studie bleek dat toepassen van agrarisch natuurbeheer niet zozeer de perceptie van de 'natuurlijkheid' van het landschap vergrootte, als wel voorkwam dat die verminderde door de ontwikkelingen in de landbouw (Schüpbach et al. 2008).

### **3.5.2 Visuele kwaliteit van akkerranden**

Bloemen en kleurenrijke weilanden wordt hoog gewaardeerd door Noorse studenten (Strumse 1996). Aangezien FAB randen bloemenranden zijn, kunnen die dus door hun kleuren de belevingswaarde van een landschap vergroten. Akkerranden ingezaaid met soortenrijke en bloemrijke zaaimengsels worden door burgers vooral gewaardeerd vanwege het natuurlijk voorkomen, het esthetische genoegen dat ze geven en de soortenrijkdom. De ideale akkerrand heeft veel bloemen en een hoge soortenrijkdom. Vooral wilde bloemen die in het gebied thuis horen zouden er moeten groeien (Junge et al. 2009).

Een deel van de boeren willen niet mee te willen doen aan de aanleg van akkerranden omdat ze de vele onkruiden in de randen onesthetisch en bedreigend vonden (Lütz & Bastian 2002; Stoots & Van der Vlies 2007).

Tot op zekere hoogte zijn mensen in staat de soortenrijkdom van vegetaties waar te nemen. In een weide-achtige setting wordt lage soortenrijkdom wat overschat, terwijl hoge soortenrijkdom wat

onderschat wordt. Hogere plantensoortenrijkdom wordt hoger gewaardeerd dan lagere (Lindemann-Matthies et al. 2012). Interessant is ook dat een gelijkmatige verdeling van het aantal individuen per soort meer gewaardeerd wordt dan een niet-gelijkmatige en dat ook de ruimtelijke ordening van de soorten invloed heeft op de waardering (Lindemann-Matthies et al. 2012). Dit laatste maakt het in principe mogelijk de waardering van akkerranden te verbeteren door de verdeling van de bloemensoorten binnen de randen te beïnvloeden.

### **3.5.3 Beleving**

In Zwitserland verhogen akkerranden (IFM's) volgens voorbijgangers de schoonheid en diversiteit van het landschap en brengen natuurlijke elementen terug in het cultuurlandschap. Ze dragen bij aan het behoud van biodiversiteit en nuttige en bedreigde soorten. Ook in de winter, als ze niet gemaaid worden, vormen ze een waardevol habitat voor dieren en vergroten ze het esthetisch plezier, aldus de voorbijgangers (Junge et al. 2009).

### **3.5.4 Recreatie en toerisme**

Een aantal publicaties over de esthetische waardering van kleine landschapselementen zoals akkerranden noemen het belang ervan voor het eco- of agrotourisme (bijv. Macdonald & Johnson 2000; Lovell & Sullivan 2006; Wratten et al. 2012), andere waarschuwen voor het verlies aan toerisme door het weghalen van elementen (Sklenicka et al. 2009; Lindemann-Matthies et al. 2010). Een meldt de aanleg van 'biodiversity trails' in Nieuw Zeeland tussen wijngaarden waar inheems planten moeten zorgen voor natuurlijke pest controle (Fiedler et al. 2008). In Engeland wordt de verbeterde mogelijkheid voor plezierjacht opgevoerd (Macdonald & Johnson 2000). Maar we zijn geen enkele publicatie tegengekomen waarin de verbeterde inkomsten uit toerisme of jacht worden geschat, laat staan gemeten.

### **3.5.5 Economische aspecten**

Een studie, uitgevoerd in Wyoming, USA, heeft niet alleen aangetoond dat de grondprijs hoger wordt naar mate de productiviteit van de grond toeneemt, maar ook naar mate de diversiteit van het landschap en de mogelijkheid tot jagen en vissen toeneemt. De verklaring die hiervoor zou zijn dat streken met een hogere landschappelijke diversiteit aantrekkelijker zijn voor niet-boeren om er zich te vestigen (Bastian et al. 2002).



### Box 7: Landschapsbeleving met akkerranden in de praktijk

De belangrijkste motivatie van boeren om mee te doen met akkerranden is naast de financiële vergoeding de maatschappelijke waardering. Fietsers die stoppen om bloemen te plukken, mensen die de akkerrand aangrijpen om de boer voor zijn werk te complimenteren, en uiteindelijk een nauwere band tussen boer en samenleving.

Dit is in eerste instantie dus een meerwaarde voor de boer zelf, vaak ondersteund door gemeenten die het belang ervan inzien voor het lokale toerisme. In sommige gebieden worden creatieve initiatieven gestart met bijvoorbeeld plukbonnen (Akkerranden Flevoland), akkerrandenadoptie (Akkerranden Zeeland) of bloemenplukdagen op individuele bedrijven. De maatschappelijke waardering van akkerrandenbeheer is in Nederland nog niet gemonitord of onderzocht, maar wordt door de praktijk wel heel duidelijk ervaren.





## 4. Synthese en conclusies

In de wetenschappelijke literatuur zijn onderzoeksresultaten gepubliceerd die aantonen dat akkerranden positief bij kunnen dragen aan elk van de geselecteerde maatschappelijke diensten, is het niet in de vorm van een bijdrage aan de einddoelen, dan toch in ieder geval in de vorm van een bijdrage aan de tussendoelen (tabel 8). Onderzoek naar bufferfuncties is het oudst, terwijl wetenschappelijke bewijzen van effecten op gewasbescherming en -bestuiving pas verrassend recent zijn verschenen. Voor gewasbestuiving hebben we helemaal geen Europese resultaten gevonden in de wetenschappelijke literatuur.

Wat opvalt is dat voor maatschappelijke diensten meestal “tussendoelen” onderzocht worden. Daarom is er veel bekend over de voorwaarden waaraan akkerrandenbeheer moet voldoen, maar is relatief weinig bekend in hoeverre de “einddoelen” daadwerkelijk worden gehaald. In de Nederlandse praktijk zien we dat terug. Soms worden einddoelen wel gemonitord, maar vaak niet of slechts op kleine schaal. Ondanks de soms grote omvang van projecten is er in de Nederlandse praktijk geen standaard voor effectmonitoring. Resultaten zijn ook wisselend: soms worden de einddoelen wel gehaald, soms niet.

Voor diensten als bufferfuncties is het begrijpelijk dat vooral tussendoelen worden onderzocht: of oppervlaktewater daadwerkelijk schoner wordt door akkerrandenbeheer is heel moeilijk binnen een paar jaar te onderzoeken omdat waterkwaliteit van veel meer factoren afhankelijk is. Voor een dienst als gewasbescherming is echter wel goed onderzoek mogelijk naar effecten op einddoelen als “minder schade aan gewassen” en “minder insecticidegebruik”. We hebben echter geen wetenschappelijke studies daarmee gevonden, en in de Nederlandse praktijk worden de einddoelen zeker niet door alle akkerbouwers gehaald. Aanvullende tussendoelen, zoals het opbouwen van kennis en vertrouwen, lijken daarvoor belangrijker. Voor gewasbestuiving en landschapsbeleving signaleren we een gebrek aan onderzoek naar einddoelen zowel in de wetenschap als in de Nederlandse praktijk.

### Maatschappelijke diensten combineren

Het is belangrijk inzicht te krijgen in de mate waarin maatschappelijke diensten te combineren zijn, en de mate waarin die gecombineerde doelstellingen ook daadwerkelijk worden gehaald (Stutter et al. 2012). Naarmate akkerranden meer maatschappelijke diensten leveren, ontstaat er een breder draagvlak en kunnen er bijvoorbeeld binnen gebiedscollectieven passende verdelingen in de kosten en baten afgesproken worden.

Veel van de onderzochte tussendoelen en voorwaarden van akkerrandenbeheer (tabel 8) lijken inderdaad goed te combineren. Akkerranden voor bestuivende insecten zouden bijvoorbeeld ook natuurlijke vijanden kunnen stimuleren en bovendien tot reductie in pesticiden drift leiden. Omdat deze randen vol kunnen staan met bloeiende kruiden, kunnen ze ook door recreanten en omwonenden als aantrekkelijk beleefd worden. We hebben echter maar één wetenschappelijk veldonderzoek naar deze gecombineerde effectiviteit gevonden: Olson & Wäckers (2007) vonden dat akkerranden voor een bedreigde roofvogel in de Verenigde Staten ook natuurlijke vijanden konden stimuleren. In de Nederlandse praktijk hebben we initiatieven gevonden waarbij meerdere doelen zijn gemonitord, maar we hebben geen voorbeelden gevonden waarbij positieve effecten op meerdere doelen daadwerkelijk zijn gemeten.

Combineerbaarheid geldt minder voor “natuurbescherming” omdat de vorm van beheer sterk afhankelijk is van de te beschermen dier- of plantensoorten. Niet alle maatschappelijke diensten kunnen als neveneffect ook waardevolle natuur beschermen. Akkerranden die voor natuurlijke vijanden van plaaginsecten zijn aangelegd, bieden bijvoorbeeld niet altijd de gepaste ligging, rust, beschutting of foerageermogelijkheden voor kwetsbare natuur.

Andersom beredeneerd kunnen akkerranden voor natuurbescherming wél bufferfuncties vervullen, bepaalde natuurlijke vijanden en bestuivende insecten stimuleren en tegelijk landschappelijk aantrekkelijk zijn. Als ondernemers vervolgens insecticidegebruik kunnen verminderen, kan die combinatie een versterkt positief effect hebben op de insectivore vogelstand. Er zijn in de wetenschappelijke literatuur en in de Nederlandse praktijk echter geen voorbeelden bekend waarin deze doelen succesvol gecombineerd worden.

### **Monitoring van einddoelen**

Wat is de effectiviteit van akkerranden voor het leveren van maatschappelijke diensten? Alhoewel er wetenschappelijke literatuur te vinden is en er in Nederland al bijna 25 jaar verschillende doelen aan akkerrandenbeheer worden gesteld, is deze vraag niet eenduidig te beantwoorden. Van akkerranden voor bufferfuncties is bekend dat 3 meter brede randen al 95% van bovengrondse emissies van gewasbeschermingsmiddelen kunnen terugdringen, maar bewijzen voor het effect op vervuiling via afvloeiend regen- en grondwater zijn minder overtuigend. Akkerranden kunnen natuurlijke vijanden stimuleren, maar vaak is onbekend of daardoor ook de plaagdruk en het insecticidegebruik afnemen omdat dat ook van andere factoren af kan hangen zoals het landschap en het gedrag van de boer.

De effectiviteit van akkerranden voor gewasbestuiving en landschapsbeleving lijkt het minst onderzocht. In de Nederlandse praktijk zijn ook geen initiatieven bekend waarin de einddoelen van deze maatschappelijke diensten gemonitord zijn. In de wetenschappelijke literatuur zijn enkele nuttige aanwijzingen te vinden dat beide maatschappelijke functies te combineren zijn met andere doelen van akkerrandenbeheer, zoals gewasbescherming. De resultaten daarvan zijn in de praktijk echter nooit gemonitord.

Akkerrandenbeheer voor natuurbescherming wordt juist vooral onderzocht aan de hand van einddoelen: worden de akkerranden wel of niet door de beoogde natuur benut? De uitdaging ligt hier in het combineren van doelen: bepaalde akkerranden voor akkervogelbeheer voldoen uitstekend aan voorwaarden voor het stimuleren van natuurlijke vijanden van landbouwplagen. Er is ons in de Nederlandse praktijk echter geen voorbeeld bekend waarbij daarvan geprofiteerd wordt en insecticidegebruik wordt vermindert, terwijl bekend is dat insecticidegebruik een factor is in de achteruitgang van bedreigde akkervogels.

De Nederlandse praktijk van het akkerrandenbeheer loopt voor op de wetenschappelijke ontwikkelingen in de onderbouwing van één of meer maatschappelijke diensten van akkerranden. Toch vinden we een gebrek aan structureel praktijkonderzoek naar en monitoring van de daadwerkelijke effectiviteit van akkerranden. In dit literatuuronderzoek hebben we onderscheid gemaakt in “tussendoelen” en “einddoelen”. Alhoewel geen van beide structureel gemonitord worden in de Nederlandse praktijk van akkerrandenbeheer, is over de tussendoelen voldoende



bekend om te kunnen komen tot vormen van akkerrandenbeheer die meerdere diensten kunnen leveren.

Agrarisch natuurbeheer staat onder druk om haar effectiviteit aan te tonen (Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur 2013). Dit lijkt ook het geval voor akkerrandenbeheer voor maatschappelijke diensten: de beoogde diensten (“einddoelen”) worden wel gebruikt om akkerrandenbeheer te onderbouwen, maar akkerranden worden er nog niet structureel op geëvalueerd. Met aanvullend onderzoek aan beschikbare datasets uit de Nederlandse praktijk en variabelen voor monitoring kunnen de resultaten uit deze literatuurstudie helpen bij het opzetten van een landelijke monitoringssystematiek voor maatschappelijke diensten van akkerranden.



Tabel 8: De maatschappelijke diensten van akkerranden met hun tussendoelen en einddoelen en of de doelen met onderzoek (wetenschap) of monitoring (praktijk) zijn aangetoond (+ = positief effect aangetoond; ± = soms wel, soms geen positief effect aangetoond; - = geen positief effect aangetoond; o = niet onderzocht of gemonitord).

Dienst	Tussendoelen	Aangetoond?		Einddoelen	Aangetoond?	
		Wetenschap	Praktijk		Wetenschap	Praktijk
<b>Bufferfuncties</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Minder af- en afspoeling van nutriënten en sediment</li> <li>• Minder drift van pesticiden</li> </ul>	+	o	• Schoner oppervlaktewater	-	±
<b>Gewasbescherming</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hogere diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in akkerranden</li> <li>• Hogere diversiteit en aantallen natuurlijke vijanden in gewas</li> <li>• Hogere predatie plaagorganismen in gewas</li> </ul>	+	±	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lagere plaagdruk in gewassen</li> <li>• Minder schade aangewassen door plagen</li> <li>• Minder insecticidegebruik in gewassen</li> </ul>	+	+
<b>Gewasbestuiving</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hogere diversiteit en aantallen bestuivende insecten in akkerranden</li> <li>• Meer bloembezoek door bestuivende insecten</li> <li>• Meer vruchtzetting in gewas</li> </ul>	+	+	• Verbeterde oogst of zaadproductie	+	o
<b>Natuurbescherming</b>	<i>Te veel verschillende tussendoelen door grote verschillen tussen einddoelen. Zie Hs. 3.4 voor toelichting.</i>			<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grotere biodiversiteit flora &amp; fauna</li> <li>• Versterking populaties kwetsbare soorten</li> </ul>	+	±
<b>Landschapsbeleving</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verbeterde landschappelijke diversiteit door aanwezigheid akkerranden</li> <li>• Verbeterde landschappelijke kwaliteit door visueel aantrekkelijke akkerranden</li> </ul>	+	o	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Grotere tevredenheid onder omwonenden door verbeterde beleving van het landschap</li> <li>• Meer (inkomen uit) recreatie</li> </ul>	o	o



## 5. Referenties

### Wetenschappelijke literatuur

- Alanen E.-L., Hyvonen T., Lindgren S., Harma O., Kuussaari M. 2011. Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48: 1251-1259.
- Albrecht M., Duelli P., Mueller C., Kleijn D., Schmid B. 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44: 813-822.
- Andresen L.C., Nothlev J., Kristensen K., Navntoft, S., Johnsen, I. 2012. The wild flora biodiversity in pesticide free bufferzones along old hedgerows. *Journal of Environmental Biology* 33: 565-572.
- Angileri V., & Toccolini A. 1993. The assessment of visual quality as a tool for the conservation of rural landscape diversity. *Landscape and Urban Planning* 24: 105-112.
- Arriaza M., Cañas-Ortega J.F., Cañas-Madueño J.A., Ruiz-Aviles P. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 115-125.
- Balana, B.B., Lago, M., Baggaley, N, Castellazzi, M., Sample, J., Stutter, M., Slee, B. & Vinten, A. 2012. Integrating economic and biophysical data in assessing cost-effectiveness of buffer strip placement. *Journal of Environmental Quality* 41: 380-388.
- Bastian C.T., McLeod D.M., Germino M.J., Reiners W., Blasko B.J. 2002. Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40: 337–349.
- Batáry P., Báldi A., Kleijn D., Tscharrntke T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:1894-902.
- Bell J.R., Johnson P.J., Hamblen C., Haughton A.J., Smith H., Feber R.E., Tattersall F.H., Hart B.H., Manley W., Macdonald D.W. 2002. Manipulating the abundance of *Lepthyphantes tenuis* (Araneae : Linyphiidae) by field margin management. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93: 295-304.
- Bergfur J., Demars B.O.L., Stutter M.I., Langan S.J., Friberg N. 2012. The Tarland catchment initiative and its effect on stream water quality and macroinvertebrate indices. *Journal of Environmental Quality* 41:314–321.
- Bianchi F.J.J.A., Wäckers F. 2008. Effects of flower attractiveness and nectar availability in field margins on biological control by parasitoids. *Biological Control* 46: 400–408.
- Bianchi F.J.J.A., Ives A.R., Schellhorn N.A. 2013. Interactions between conventional and organic farming for biocontrol services across the landscape. *Ecological Applications*, 23: 1531–1543.
- Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H., Tscharrntke, T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273: 1715-1727.
- Bianchi F.J.J.A., Van Der Werf W. 2003. The effect of the area and configuration of hibernation sites on the control of aphids by *Coccinella septempunctata* (Coleoptera : Coccinellidae) in agricultural landscapes: A simulation study. *Environmental Entomology* 32: 1290-1304.
- Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray A.W.A., Murray K.A., Robertson P.A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146: 131–143.

- Bos M.M., Veddeler D., Bogdanski A.K., Klein A.M., Tschardt T., Steffan-Dewenter I., Tylianakis J.M. 2007. Caveats to quantifying ecosystem services: Fruit abortion blurs benefits from crop pollination. *Ecological Applications* 17: 1841-1849.
- Boyd J., Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616–626.
- Brown R.B., Carter M.H., Stephenson G.R. 2004. Buffer zone and windbreak effects on spray drift deposition in a simulated wetland. *Pest Management Science* 60: 1085-1090.
- Burn A. 2003. Pesticide buffer zones for the protection of wildlife. *Pest Management Science* 59: 583-590.
- Burton R.J.F. 2012. Understanding Farmers' Aesthetic Preference for Tidy Agricultural Landscapes: A Bourdieusian Perspective. *Landscape Research* 37: 51-71.
- Campbell A.J., Biesmeijer J.C., Varma V., Wäckers F.L. 2012. Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic and Applied Ecology* 13: 363-370.
- Carvalho L.G., Seymour C.L., Nicolson S.W., Veldtman R. 2012. Creating patches of native flowers facilitates crop pollination in large agricultural fields: mango as a case study. *Journal of Applied Ecology* 49: 1373-1383.
- Carvell C., Meek W.R., Pywell R.F., Goulson D., Nowakowski M. 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44: 29-40.
- Carvell C., Meek W.R., Pywell R.F., Nowakowski M. 2004. The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* 118: 327-339.
- Carvell C., Westrich P., Meek W.R., Pywell R.F., Nowakowski M. 2006. Assessing the value of annual and perennial forage mixtures for bumblebees by direct observation and pollen analysis. *Apidologie* 37: 326-340.
- Chiverton P.A. 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. *Wildlife Biology* 5: 83-92.
- Clergue B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-Joulin F., Plantureux S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomical Sustainable Development* 25: 1-15.
- Colley M.R., Luna J.M. 2000. Relative attractiveness of potential beneficial insectary plants to aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Environmental Entomology* 29:1054-1059.
- Cranmer L., McCollin D., Ollerton J. 2012. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos* 121: 562-568.
- de Jong F.M.W., de Snoo G.R., van de Zande, J.C. 2008. Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 86: 721-730.
- de Schampheleire M., Spanoghe P., Steurbaut W., Nuyttens D., Sonck B. 2005. The assessment of spray drift damage for ten major crops in Belgium. *Communications in agricultural and applied biological sciences* 70: 1037-42.
- de Snoo G.R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning* 46: 151-160.
- de Snoo G.R., van der Poll R.J. 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 73: 1-6.

- Dennis P., Fry G.L.A. 1992. Field margins – Can they enhance natural enemy population-densities and general arthropod diversity on farmland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 40: 95-115.
- Diekötter T., Kadoya T., Peter F., Wolters V., Jauker F. 2010. Oilseed rape crops distort plant-pollinator interactions. *Journal of Applied Ecology* 47: 209-214.
- Dramstad W.E., Fry G., Fjellstad W.J., Skar B., Helliksen W. 2001. Integrating landscape-based values. Norwegian monitoring of agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 57: 257–268.
- Duncan D.H., Dorrough J.W. 2009. Historical and current land use shape landscape restoration options in the Australian wheat and sheep farming zone. *Landscape and Urban Planning* 91: 124–132.
- Eyre M.D., Labanowska-Bury D., Avayanos J.G., White R., Leifert C. 2009. Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in an intensively managed vegetable crop landscape in eastern England. *Agriculture Ecosystems & Environment* 131: 340-346.
- Fiedler A.K., Landis D.A., Wratten S.D. 2008. Maximizing ecosystem services from conservation biological control: The role of habitat management. *Biological Control* 45: 254-271.
- Fisher B., Turner R.K. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141: 1167–1169.
- Frampton G.K. 2002. Long-term impacts of an organophosphate-based regime of pesticides on field and field-edge Collembola communities. *Pest Management Science* 58: 991-1001.
- Furlan A., Poussin J.-C., Mailhol J.-C., Le Bissonnais Y., Gumiere S. J. 2012. Designing management options to reduce surface runoff and sediment yield with farmers: An experiment in south-western France. *Journal of Environmental Management* 96: 74-85.
- Gallai N., Salles J.-M., Settele J., Vaissière B.E. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68: 810–821.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tscharrntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Part T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Onate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W., Inchausti P. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97-105.
- Géneau C., Wäckers F.L., Lukaa H., Claudia Daniela C., Balmera O. 2012. Selective flowers to enhance biological control of cabbage pests by parasitoids *Basic and Applied Ecology* 13: 85–93.
- Gobster P.H., Nassauer J.I., Daniel T.C., Fry G. 2007. The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22: 959–972.
- Gosme M., de Villemandy M., Bazota M., Jeuffroya M.-H. 2012. Local and neighbourhood effects of organic and conventional wheat management on aphids, weeds, and foliar diseases. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 161: 121–129.
- Goulson D., Lepais O., O'Connor S., Osborne J.L., Sanderson R.A., Cussans J., Goffe L., Darvill B. 2010. Effects of land use at a landscape scale on bumblebee nest density and survival. *Journal of Applied Ecology* 47: 1207-1215.
- Hänke S., Scheid B., Schäfer M., Tscharrntke T., Thies C. 2009. Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology* 46: 1106-1114.

- Hanley M.E., Franco M., Dean C.E., Franklin E.L., Harris H.R., Haynes A.G., Rapson S.R., Rowse G., Thomas K.C., Waterhouse B.R., Knight M.E. 2011. Increased bumblebee abundance along the margins of a mass flowering crop: evidence for pollinator spill-over. *Oikos* 120: 1618-1624.
- Hannon L.E., Sisk T.D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: Potential habitat value for native bees. *Biological Conservation* 142: 2140-2154.
- Heard M.S., Carvell C., Carreck N.L., Rothery P., Osborne J.L., Bourke A.F.G. 2007. Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biology Letters* 3: 638-641.
- Holland J.M., Birkett T., Southway S. 2009. Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *Biocontrol* 54: 19-33.
- Holland J.M., Oaten H., Moreby S., Birkett T., Simper J., Southway S., Smith B.M. 2012. Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 155: 147–152.
- Holzschuh A., Steffan-Dewenter I., Tscharntke T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *OIKOS* 117: 354-361.
- Holzschuh A., Steffan-Dewenter I., Tscharntke T. 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79: 491-500.
- Junge X., Jacot K.A., Bosshard A., Lindemann-Matthies P. 2009. Swiss people's attitudes towards field margins for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation* 17: 150-159.
- Junge X., Lindemann-Matthies P., Hunziker M., Schuepbach B. 2011. Aesthetic preferences of non-farmers and farmers for different land-use types and proportions of ecological compensation areas in the Swiss lowlands. *Biological Conservation* 144: 1430-1440.
- Kells A.R., Holland J.M., Goulson D. 2001. The value of uncropped field margins for foraging bumblebees. *Journal of Insect Conservation* 5: 283-291.
- Kleijn D., Rundlöf M., Scheper J., Smith H.G., Tscharntke T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 474-481.
- Klein A.-M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Series* 274: 303-313.
- Koks B.J., Trierweiler C., Visser E.G., Dijkstra C., Komdeur J. 2007. Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier Circus pygargus? *Ibis* 149: 575–586.
- Kovacs-Hostyanszki A., Batary P., Baldi A. 2011. Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. *Agricultural and Forest Entomology* 13: 59-66.
- Krauss J., Gallenberger I., Steffan-Dewenter I. 2011. Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PLoS one* 6: 19502-19502.
- Kuiper M.W., Ottens H.J., Cenin L., Schaffers A.P., van Ruijven J., Kok B.J., Berendse F., de Snoo G.R. 2013. Field margins as foraging habitat for skylarks (*Alauda arvensis*) in the breeding season. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 170: 10–15.
- La Haye M.J.J., Müskens G.J.D.M. 2010. Agri-environmental schemes for the Common hamster (*Cricetus cricetus*). Why is the Dutch project successful? *Aspects of Applied Biology* 100: 117-124.
- Langhof M., Gathmann A., Poehling H.M. 2005. Insecticide drift deposition on noncrop plant surfaces and its impact on two beneficial nontarget arthropods, *Aphidius colemani* viereck



- (Hymenoptera, Braconidae) and *Coccinella septempunctata* L. (Coleoptera, Coccinellidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2045-2054.
- Lazzaro L., Otto S., Zanin G. 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123: 317-327.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of soil and water conservation* 58: 1-7.
- Lindemann-Matthies P., Junge X., Matthies D. 2010. The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 195-202.
- Longley M., Sotherton N.W. 1997. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows .2. Autumn applications. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 173-178.
- Lovell S.T., Sullivan W.C. 2006. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 249-260.
- Lutz M., Bastian O. 2002. Implementation of landscape planning and nature conservation in the agricultural landscape - a case study from Saxony. *Agriculture Ecosystems & Environment* 92: 159-170.
- Lye G.C., Park K., Osborne J., Holland J., Goulson D. 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biological Conservation* 142: 2023-2032.
- Macdonald D.W., Johnson P.J. 2000. Farmers and the custody of the countryside: trends in loss and conservation of non-productive habitats 1981-1998, *Biological Conservation* 94: 221-234.
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer, R.E., Wood, J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transaction of the ASAE* 32: 663-667.
- Menalled F.D., Costamagna A.C., Marino P.C., Landis D.A. 2003. Temporal variation in the response of parasitoids to agricultural landscape structure. *Agriculture Ecosystems & Environment* 96: 29-35.
- Musters C.J.M., van Alebeek F., Geers R.H.E.M., Korevaar H., Visser A., de Snoo G.R. 2009. Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 131-139.
- Nagamitsu T., Tsukuba S., Ushirokita F., Konno Y. 2012. Foraging habitats and floral resource use by colonies of long- and short-tongued bumble bee species in an agricultural landscape with kabocha squash fields. *Applied Entomology and Zoology* 47: 181-190.
- Noij I.G.A.M., Heinen M., Heesmans H.I.M., Thissen J.T.N.M., Groenendijk P. 2011. Effectiveness of unfertilized buffer strips for reducing nitrogen loads from agricultural lowland to surface waters. *Journal of environmental quality* 41: 322-33.
- Noordijk J., Musters C.J.M., Dijk J., & Snoo G.R. 2010a. Vegetation development in sown field margins and on adjacent ditch banks. *Plant Ecology*, 212: 157-167.
- Noordijk J., Musters C.J.M., Dijk J., & Snoo G.R. 2010b. Invertebrates in field margins: taxonomic group diversity and functional group abundance in relation to age. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3255-3268.
- Olson D.M., Wäckers F.L.. 2007. Management of field margins to maximize multiple ecological services. *Journal of Applied Ecology* 44: 13-21.

- Osborne L.L., Kovacic D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243–258.
- Osborne J.L., Martin A.P., Shortall C.R., Todd A.D., Goulson D., Knight M.E., Hale R.J., Sanderson R.A. 2008. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 45: 784–792.
- Paar P., Röhrich W., Schuler J. 2008. Towards a planning support system for environmental management and agri-environmental measures - The Colorfields study. *Journal of Environmental Management* 89: 234–244.
- Parolin P., Bresch C., Desneux N., Brun R., Bout A., Boll R., Poncet C. 2012. Secondary plants used in biological control: A reviews. *International Journal of Pest Management* 58: 91–100.
- Pascual-Villalobosa M.J., Lacasa L., González A., Varó P., García M.J. 2006. Effect of flowering plant strips on aphid and syrphid populations in lettuce. *European Journal of Agronomy* 24: 182–185.
- Perkins A.J., Whittingham M.J., Morris A.J., Bradbury R.B. 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citronella*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 413–420.
- Pfiffner L., Luka H., Schlatter C., Juen A., Traugott M. 2009. Impact of wildflower strips on biological control of cabbage lepidopterans. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129 310–314.
- Purtauf T., Roschewitz I., Dauber J., Thies C., Tschamtk T., Wolters V. 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108: 165–174.
- Pywell R.F., James K.L., Herbert I., Meek W.R., Carvell C., Bell D., Sparks T.H. 2005. Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation* 123: 79–90.
- Pywell R.F., Warman E.A., Hulmes L., Hulmes S., Nuttall P., Sparks T.H., Critchley C.N.R., Sherwood A. 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 129: 192–206.
- Pywell R.F., Meek W.R., Loxton R.G., Nowakowski M., Carvell C., Woodcock B.A. 2011. Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agriculture Ecosystems & Environment* 140: 62–67.
- Redpath N., Osgathorpe L.M., Park K., Goulson D. 2010. Crofting and bumblebee conservation: The impact of land management practices on bumblebee populations in northwest Scotland. *Biological Conservation* 143: 492–500.
- Roberts et al. 2012. Buffer. :-.
- Roschewitz I., Hucker M., Tschamtk T., Thies C. 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108: 218–227.
- Rundlöf M., Nilsson H., Smith H.G. 2008. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation* 141: 417–426.
- Schüpbach B., Zraggen K., Szerencsits E. 2008. Incentives for low-input land-use types and their influence on the attractiveness of landscapes. *Journal of Environmental Management* 89: 222–233.
- Scheper J., Holzschuh A., Kuussaari M., Potts S.G., Rundlöf M., Smith H.G., Kleijn D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* 16: 912–920.

- Sklenicka P., Molnarova K., Brabec E., Kumble P., Pittnerova B., Pixova K., Salek M. 2009. Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: Analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agriculture Ecosystems & Environment* 129: 465-473.
- Steffan-Dewenter I., Munzenberg U., Burger C., Thies C., Tschardt T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421-1432.
- Stoots K., van der Vlies A.W. 2007. Emission reduction by multipurpose buffer strips on arable fields. *Water Science and Technology* 56: 81-88.
- Strumse E. 1996. Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in Western Norway. *Journal of Environmental Psychology* 16: 17-31.
- Stutter M.I., Chardon W.J., Kronvang, B. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of Environmental Quality* 41: 297-303.
- Sullivan W.C., Anderson O.M., Lovell S.T. 2004. Agricultural buffers at the rural–urban fringe: an examination of approval by farmers, residents, and academics in the Midwestern United States. *Landscape and Urban Planning* 69: 299–313.
- Thies C., Tschardt T. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *SCIENCE* 285: 893-895.
- Tschardt T., Batary P., Dormann C. 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture Ecosystems & Environment* 143: 37-44.
- Tschardt T., Clough Y., Wanger T.C., Jackson L., Motzke I., Perfecto I., Vandermeer J., Whitbread A. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151: 53-59.
- Vattala H.D., Wratten S.D., Phillips C.B., Wäckers F.L. 2006. The influence of flower morphology and nectar quality on the longevity of a parasitoid biological control agent. *Biological Control* 39:179–185.
- Veres A., Petit S., Connor C., Lavigne C. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166: 110–117.
- Vollhardt I.M.G., Bianchi F.J.J.A., Wäckers F.L., Thies C., Tschardt T. 2010. Spatial distribution of flower vs. honeydew resources in cereal fields may affect aphid parasitism. *Biological Control* 53: 204-213.
- Vought L.B., Pinay G.C.A.F., Ruffinoni C. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31: 323–331.
- Wäckers F.L. 2004. Assessing the suitability of flowering herbs as parasitoid food sources: flower attractiveness and nectar accessibility. *Biological Control* 29:307–314.
- Walther-Hellwig K., Frankl R. 2000. Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology* 124:299-306.
- Wauters E., Bielanders C., Poesen J., Govers G., Mathijs E. 2010. Adoption of soil conservation practices in Belgium: An examination of the theory of planned behaviour in the agri-environmental domain. *Land Use Policy* 27: 86-94.
- Werling B.P., Gratton C. 2008. Influence of field margins and landscape context on ground beetle diversity in Wisconsin (USA) potato fields. *Agriculture Ecosystems & Environment* 128: 104-108.

- Werling B.P., Gratton C. 2010. Local and broadscale landscape structure differentially impact predation of two potato pests. *Ecological Applications* 20: 1114-1125.
- Werling B.P., Harmon J., Straub C., Gratton C. 2012. Influence of native North American prairie grasses on predation of an insect herbivore of potato. *Biological Control* 61: 15-25.
- Westphal C., Steffan-Dewenter I., Tschardt T. 2009. Mass flowering oilseed rape improves early colony growth but not sexual reproduction of bumblebees. *Journal of Applied Ecology* 46: 187-193.
- Westphal C., Steffan-Dewenter I., Tschardt T. 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecology Letters* 6: 961-965.
- Williams N.M., Regetz J., Kremen C. 2012. Landscape-scale resources promote colony growth but not reproductive performance of bumble bees. *Ecology* 93: 1049-1058.
- Winkler K., Wäckers F.L., Termorshuizen A.J., van Lenteren J.C. 2010. Assessing risks and benefits of floral supplements in conservation biological control. *Biocontrol* 55: 719-727.
- Winqvist C., Bengtsson J., Aavik T., Berendse F., Clement L.W., Eggers S., Fischer C., Flohre A., Geiger F., Liira J., Paert T., Thies C., Tschardt T., Weisser W.W., Bommarco R. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48: 570-579.
- Woodcock B.A., Redhead J., Vanbergen A.J., Hulmes L., Hulmes S., Peyton J., Nowakowski M., Pywell R.F., Heard M.S. 2010. Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139: 181-186.
- Wratten S.D., Gillespie M., Decourtye A., Mader E., Desneux N. 2012. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. *Agriculture Ecosystems & Environment* 159: 112-122.

#### **Overige literatuur:**

- Alebeek F.A.N. van, Kamstra J.H. en Visser A.J. 2005. BIODIVERS – Natuur functioneel inzetten in open teelten. PPO project nr. 5339050.
- Alebeek F.A.N. van e.a. auteurs. 2011. Brochure reeks "Functionele Agrobiodiversiteit".
- Aukema R., Cuppen H., Faessen T., v.d. Koppel S., Raemakers I., Scherpenisse-Gutter M.C. 2013. Biodiversiteit bij Actief Randenbeheer in Noord-Brabant 2008-2012. Monitoring van vegetatie, akkervogels, insecten, macrofauna en amfibieën in bufferstroken. Natuurbalans projectnummer 08007.
- Bos M.M. e.a. auteurs. 2011-2014. Bloeiend Bedrijf nieuwsbrieven ([www.bloeiendbedrijf.nl/nieuwsbrief](http://www.bloeiendbedrijf.nl/nieuwsbrief)).
- Dieleman W., van der Bok N. en Vlaswinkel M. 2009. Project Actief Randenbeheer Brabant – II Pilot 'Functionele Agro Biodiversiteit' Inhoudelijke rapportage 2007-2009.
- Ecologisch Adviesbureau Cools 2007. Onderzoek naar het effect van actief randenbeheer op akker- en weidevogels in West-Brabant.
- Graaf C. de, van den Brink C., van Alebeek F., van Veen R., Noordam J., Veldsink G., van Rozen D. 2009. Actief Randenbeheer Drenthe lijkt effect te hebben. *H20* 12:22-23.
- Hospers-Brands A.J.T.M. 1991. Bloemen tegen luizen, de inzaai van bloemstroken langs akkerranden. Rapport LA01. Louis Bolk Instituut, Driebergen. 39 p.
- Kleijn D. 2012. De effectiviteit van Agrarisch Natuurbeheer. Notitie t.b.v. de RLI rapportage Onbeperkt Houdbaar 2013.

- Linden A.M.A. van der, Lukacs S., Schouten A.J., van Wijnen H.J. 2010. Teeltvrije zones, invloed op belasting van het oppervlaktewater. RIVM rapport 607640001/2010.
- Noij I.G.A.M., Heinen M. en Groenendijk P. 2012. Effectiveness of non-fertilized buffer strips in the Netherlands. Final report of a combined field, model and cost-effectiveness study. Alterra report 2290.
- Ottens H.J., Kuiper M.W., van Scharenburg C.W.M, Koks B.J. 2013. Akkerrandenbeheer niet de sleutel tot succes voor de Veldleeuwerik in Oost-Groningen. Limosa 86: 140-152.
- Postma J.F. en Keijzers C.M. 2012. Macrofauna langs agroranden. Is deze KRW-maatregel effectief? Ecofide eindrapport projectnummer 22.
- Raad voor de leefomgeving en infrastructuur 2013. Onbeperkt houdbaar - naar een robuust natuurbeleid. Rapport 132 pp.
- Slobbe E. van, Aalderink H., de Vlieger B., Torenbeek R., Penninkhoff P. 2010. Bufferstroken in Nederland: Praktijk, ervaringen, onderzoek en kansen. STOWA rapport nummer 2010-39.
- Temmerman F., France P., Delanote L. en Liberloo M. 2012. Onderzoek naar het effect van akkerranden op functionele biodiversiteit en natuurlijke plaagbeheersing. Inagro eindrapport i.h.k.v. SOLABIO.
- Visser A., Guldemon J.A., van der Wal A.J. 2012. Randenbeheer in het GLB. CLM rapport 801-2012.
- Wal E. van der. 2013. CLM info blad Akkerranden Flevoland.



Bijlage 1: Gebruikte zoekterm-combinaties per ecosysteemdienst in de wetenschappelijke literatuur

Dienst	Aantal hits	Gebruikt
<b>Alles:</b>	845	N.v.t.
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin*") AND ((crop OR annual OR arable OR vegetable)		
<b>Bufferfuncties:</b>	305	22
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin") AND (crop OR annual OR arable OR vegetable) AND (soil OR water OR pollution OR run-off OR agro-chemical* OR buffer*)		
<b>Gewasbescherming:</b>	56	32
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin") AND (crop OR annual OR arable OR vegetable) AND ("crop protection" OR "biological control" OR "natural enemy" OR enthomophagous)		
<b>Bestuiving:</b>	285	38
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin") AND (crop OR annual OR arable OR vegetable) AND (pollinat* OR "flower visiting" OR seed* OR fruit* OR yield)		
<b>Natuurbescherming:</b>	722	n.b.
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin") AND (crop OR annual OR arable OR vegetable) AND ("genetic diversity" OR nature OR threatened OR foraging OR corridor OR mammal* OR insect* OR bird* OR plant* OR vegetation OR reptil* OR amphib* OR *diversity)		
<b>Landschapsbeleving:</b>	398	24
("nature conservation" OR "agri-environment*" OR "environmental stewardship" OR "field margin") AND (crop OR annual OR arable OR vegetable) AND (tourism OR recreation OR landscape OR attractiveness)		