

Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven

Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011



Wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu **rapporten**

T.C.P. Melman & C.M. van der Heide

Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

De reeks 'Wot-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

Wot-rapport 111 is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie (EL&I). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals de Natuurverkenning 2011, de Balans van de Leefomgeving en andere thematische verkenningen.

Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven

Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011

T.C.P. Melman

C.M. van der Heide

Rapport 111

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, september 2011

Referaat

Melman, Th.C.P. en C.M. van der Heide (2011). *Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 111. 200 blz.; 2 fig.; 2 tab.; 71 ref.; 10 bijl.

Een verkenning is uitgevoerd naar de potentiële betekenis van het concept ecosysteemdiensten voor het omgevingsbeleid. Vanuit de literatuur is bepaald wat het begrip inhoudt en is verkend hoe het praktisch en betekenisvol kan worden toegepast in het beleid. Een groot aantal aandachtspunten die daarbij aan de orde komen wordt aangestipt. Daarmee wordt een beeld geschetst van kracht en zwakte van het concept. Afzonderlijke aandacht wordt geschonken aan waardering en monetarisering van ecosysteemdiensten. Naast algemene beschouwingen over het concept wordt op een aantal ecosysteemdiensten meer specifiek ingegaan, toegespitst op de Nederlandse situatie. De bevindingen zijn onder meer bedoeld als input voor de natuurverkenning die het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) zal uitbrengen.

Trefwoorden: duurzaamheid, ecosysteemdiensten, monetarisering, natuurverkenning, waardering

Abstract

Melman, Th.C.P. en C.M. van der Heide (2011). *Ecosystem services in the Netherlands: an exploration of their significance and prospects. Background report to 2011 Nature Outlook report*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOt-rapport 111. 200 p. 2 Fig.; 2 Tab.; 71 Ref.; 10 Annexes

The study explored the potential significance of the concept of ecosystem services for environmental policy. The literature was consulted to define the concept and to explore how it can be practically and usefully applied in policies. The report discusses a large number of relevant points of interest, thus outlining the strengths and weaknesses of the concept. Particular attention is given to the valuation and monetisation of ecosystem services. The report offers a general discussion of the concept, as well as more specific discussions of a number of ecosystem services, focusing on the Dutch situation. The findings are intended as input for the nature outlook report to be published by the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL).

Key words: sustainability, ecosystem services, monetisation, nature outlook, valuation

ISSN 1871-028X

Auteurs:

Th.C.P. (Dick) Melman, Alterra, Wageningen-UR

C.M. (Martijn) van der Heide, LEI, Wageningen-UR en Hogeschool Van Hall Larenstein, Wageningen UR

©2011 **Alterra Wageningen UR**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.terra@wur.nl

LEI Wageningen UR

Postbus 29703, 2502 LS Den Haag

Tel: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

De reeks WOt-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat . **Het rapport is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

Dit onderzoek naar de betekenis van ecosystemendiensten voor het omgevingsbeleid is uitgevoerd in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) in het kader van de Natuurverkenning 2011. Het uitbrengen van een Natuurverkenning is een wettelijke taak, die onder verantwoordelijkheid valt van het PBL en waaraan Wageningen UR via de WOT Natuur en Milieu een belangrijke bijdrage levert.

De Natuurverkenning heeft tot doel een aantal mogelijke toekomstrichtingen voor natuur en landschap op lange termijn te schetsen, waarbij ingespeeld wordt op ontwikkelingen die op de samenleving kunnen afkomen. Naast het schetsen van die mogelijke ontwikkelingen geeft de Natuurverkenning ook handreikingen voor het beleid voor de korte en middellange termijn.

Het huidige natuurbeleid staat onder druk. In toenemende mate stuit het beleid op weerstand in de uitvoering. Deze weerstand wordt gevoed door de 'vertechnocratisering' van het natuurbeleid, de 'mechanistische' uitwerking ervan en de 'juridificering'. De huidige natuurdoelen ontberen maatschappelijke worteling. Vanuit de samenleving klinkt het geluid dat het natuurbeleid toe is aan een herijking. Los van de problematiek van maatschappelijke aansluiting, is er ook anderszins aandacht voor het natuurbeleid. Met de huidige beleidsinzet worden de huidige natuurdoelen niet gehaald, en bovendien nopen de effecten van klimaatverandering tot aanpassing van de gestelde doelen en/of van de uitvoering van het beleid. Daarnaast groeit de aandacht voor het duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen en is sinds de *Millennium Ecosystem Assessment* van 2005 en verschillende TEEB-studies¹ het concept van ecosystemendiensten actueel in de beleidsdossiers. Het al dan niet benutten van ecosystemendiensten zal implicaties voor het natuurbeleid hebben. De Natuurverkenning 2011 wil hierop inspelen en de maatschappelijke discussie rond het huidige natuurbeleid prikkelen en voeden.

Het onderzoek naar de mogelijke betekenis van ecosystemendiensten voor het omgevingsbeleid geeft aanknopingspunten voor de Natuurverkenning, met name daar waar het het inspelen op nutsfuncties van de natuur betreft. Benutting van ecosystemendiensten zoals dat in de Natuurverkenning gebeurt, genereert aandacht voor het belang van biotische systemen voor de samenleving, en voor de noodzaak tot duurzaamheid van de 'productie' van deze diensten. Daarbij zal de waardering van ecosystemendiensten, al of niet in geldelijke termen, een belangrijke rol spelen.

Opdrachtgevers van het project zijn Rijk van Oostenbrugge en Petra van Egmond (PBL). Er is regelmatig overlegd met de klankbordgroep, bestaande uit Arthur Eijls, Gert Eshuis, Felix Luitwieler, Maartje Neelemans (ministerie van VROM, per 1/1/11 ministerie van I&M), Jieles van Baalen (ministerie van LNV, per 1/1/11 ministerie van EL&I), Douwe Jonkers, Erik van Dorst, (ministerie van V&W, per 1/1/11 ministerie van I&M) en Rob Alkemade (PBL).

¹ TEEB staat voor *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Dit onderzoek, dat in verschillende fases wordt uitgevoerd, is op initiatief van Duitsland en de Europese Commissie in 2007 van start gegaan, onder verantwoordelijkheid van de Verenigde Naties. Het doel is om meer inzicht te krijgen in de mondiale 'waarde' van biodiversiteit, de kosten van ecosystemedegradatie en de kosten van biodiversiteitsbescherming (www.teebweb.org).

Personen die een schriftelijke bijdrage hebben geleverd dan wel mondeling of schriftelijk informatie hebben aangeleverd, zijn: Kees Hendriks, Sandra Clerkx, Folkert de Vries, Jan van den Akker, Sierp de Vries, Mirjam Hack, Annemieke Smit, Gerard Jagers op Akkerhuis, Martjan Schelhaas, Isabel van den Wyngaert, Rob Bugter, Leen Moraal, Gert Jan Noij, Marlies Sanders, Jack Faber, Hans Baveco, Jan Clement, Leon Braat, Irma Jorritsma, David Kleijn, Anne Oosterbaan, Michel Kiers (Alterra Wageningen UR), Joop van Lenteren (Entomologie, Wageningen Universiteit), Ben Vosman, Frans van Alebeek, Eefje den Belder, Tjeerd Blacquiere, Sjaak Conijn (PPO/PRI Wageningen UR) Jakob Jager, Aris Gaaff, Arnoud Schouten (LEI Wageningen UR), Frits Kragt, Nicol Heuermann, Bart de Knecht, Willem van der Bilt, Arjen van Hinsberg (PBL), Niels Brevé (OVb), Jan Vermaas (VU-Amsterdam), Gerrie Haenen (LNV/EL&I) en Bram ten Cate (WOT Natuur & Milieu). Allen worden hiervoor hartelijk bedankt. Eveneens bedanken we Anik Schneiders, Dries Laget, Dirk van Gijseghem, Peter van Gossem (Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO), Vlaamse Overheid) en Roy Brouwer (VU, Amsterdam) voor hun rol als referent en de opbouwende kritiek die het rapport ten goede is gekomen.

Dick Melman en Martijn van der Heide



Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting en conclusies	9
Summary	13
1 Inleiding	17
2 Doelstelling en methodiek	19
3 Ecosysteemdiensten	21
3.1 Wat zijn ecosysteemdiensten?	21
3.2 Welke ecosysteemdiensten worden onderscheiden?	23
3.3 Aandachtspunten bij het gebruik maken van ecosysteemdiensten	27
3.3.1 Mens en ecosysteem	27
3.3.2 Natuurlijke versus technische oplossingen	27
3.3.3 Omvang/duurzaamheid dienst en biodiversiteit	28
3.3.4 Stapeling en functionaliteit	29
3.3.5 Afwenteling naar elders en in de tijd	30
4 De waarde en waardering van ecosysteemdiensten	31
4.1 Inleiding tot monetarisering	31
4.2 Methoden van en motieven voor monetaire waardering	32
4.3 Valkuilen van waardering	33
5 Enkele ecosysteemdiensten nader verkend (Samenvatting)	35
5.1 Uitgangspunten	35
5.2 Watergerelateerde ecosysteemdiensten	36
5.2.1 Algemeen	36
5.2.2 Water voor huishouden, landbouw en industrie	36
5.2.3 Waterbergend vermogen	37
5.2.4 Waterzuiverend vermogen van oeverstroken en zuiveringsmoerassen	39
5.3 Voedselgerelateerde ecosysteemdiensten	40
5.3.1 Algemeen	40
5.3.2 Voedselproductie door landbouw	40
5.3.3 Biologische plaagbestrijding in de landbouw	41
5.3.4 Bestuiving	42
5.4 Klimaatgerelateerde ecosysteemdiensten	43
5.4.1 Algemeen	43
5.4.2 Klimaatregulatie; koolstof vastleggen in bos en veen	43
Literatuur	45
Bijlage 1 Water voor huishouden, landbouw en industrie	49

Bijlage 2	Waterbergend vermogen	61
Bijlage 3	Waterzuiverend vermogen van oeverstroken en zuiveringsmoerassen	75
Bijlage 4	Voedselproductie door landbouw	89
Bijlage 5	Biologische plaagbestrijding in de landbouw	115
	<i>Aanhangsel 5.1 Natuur voor plaagbestrijding, een uitwerking van de relatie tussen landschapselementen en akkerbouwpercelen</i>	<i>129</i>
	<i>Aanhangsel 5.2 Niet-kerende grondbewerking: duurzaam bodembeheer door gebruik van Functionele AgroBiodiversiteit</i>	<i>145</i>
Bijlage 6	Bestuiving	151
Bijlage 7	Klimaatbeheersing: koolstof vastleggen in bos en veen	161
Bijlage 8	Overige ecosysteemdiensten, eerste verkenning	169
	<i>Bijlage 8.1 Invang van fijnstof door vegetatie</i>	<i>171</i>
	<i>Bijlage 8.2 Culturele ecosysteemdiensten, gericht op beleving</i>	<i>177</i>
	<i>Bijlage 8.3 Bodemvruchtbaarheid</i>	<i>191</i>

Samenvatting en conclusies

De manier waarop we onze omgeving gebruiken, houdt onvoldoende rekening met de (fysieke) grenzen van biotische systemen, die de drager van ons bestaan zijn. De huidige crises rond klimaat, voedsel en biodiversiteit hangen daarmee samen. Het concept ecosysteemdiensten, de baten die de biotische systemen ons leveren, biedt een houvast om beter en duurzaam gebruik te maken van onze omgeving.² Op basis van een verkenning naar de mogelijke betekenis van het concept van ecosysteemdiensten in algemene zin en de nadere uitwerking van een aantal ecosysteemdiensten afzonderlijk, kan een aantal praktisch handvatten worden benoemd en een aantal meer algemene noties worden gegeven.

Praktische handvatten om ecosysteemdiensten beter te benutten

De verkenning van een aantal ecosysteemdiensten (verdeeld over de drie hieronder benoemde thema's) levert diverse handvatten die voor een praktische uitwerking veelbelovend zijn. Binnen deze drie thema's is de focus op de zogenaamde productie- en regulerende diensten, en worden culturele diensten en marge aangestipt.

Watergerelateerde ecosysteemdiensten

Hier liggen kansrijke aanknopingspunten voor het beter benutten van ecosysteemdiensten. Deze liggen op het vlak van (1) optimalisering van waterwinfunctie in relatie met overige gebiedsfuncties zoals beleefbaarheid, biodiversiteit en cultuurhistorie, en in het verlengde daarvan (2) afstemming waterkwaliteit op gebruiksdoel (bijvoorbeeld drinken, wassen, koelen). Voorts (3) benutting van de waterzuiverende werking van helofytenfilters en oeverstroken in het landelijk gebied, en (4) benutting en versterking van de waterbergingspotenties van bijvoorbeeld het beekdallandschap maar ook het versterken van het watervasthoudend vermogen (sponswerking) van landbouwgrond (met name akkers). Voor (3) en (4) zijn goede combinaties mogelijk met beleefbaarheid (recreatie, cultuurhistorie en biodiversiteit) en de productie van biobrandstoffen. Beleids- en onderzoeks-programma's rond thema's als waterkwaliteit (KRW), emissie-arme landbouw, groen-blauwe dienstverlening door boeren en dergelijke leveren hier goede handvatten voor.

Voedselgerelateerde ecosysteemdiensten

Hier liggen zeer belangrijke aanknopingspunten voor het beter benutten van ecosysteemdiensten. Deze liggen op het vlak van (1) versterking bodemvruchtbaarheid, (2) vermindering nutriënten-emissie, (3) versterking ziekte- en plaagwerende kwaliteiten van bodem en randzones rond akkers, (4) versterking bestuiving door honingbij en wilde bijensoorten, en (5) versterking beleefbaarheid landbouwgebied (recreatie, cultuurhistorie, biodiversiteit). Idealiter wordt aan al deze aspecten geïntegreerd aandacht geschonken. Beleids- en onderzoeksprogramma's rond thema's als biologische plaagbestrijding, emissiearme landbouw, groen-blauwe dienstverlening door boeren en dergelijke leveren hier goede handvatten voor.

² De *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) stelt diensten en baten aan elkaar gelijk, maar niet iedereen is het daar mee eens. Boyd en Banzhaf (2005; 2007) en Fisher en Turner (2008) benadrukken juist het onderscheid tussen ecosysteemdiensten en baten. Zij zien ecosysteemdiensten veeleer als 'eindproducten' van de natuur die door een consument (direct) gebruikt kunnen worden om baten te produceren. Vis, bijvoorbeeld, is weliswaar een ecosysteemdienst, maar niet een directe baat. Het wordt pas een baat als de mens de vis vangt.

Klimaatgerelateerde ecosysteemdiensten

Ook hier liggen aanknopingspunten voor het beter benutten van ecosysteemdiensten. Een eerste constatering is de overexploitatie van fossiele energiebronnen op dit moment, die de omvang van wat ecosystemen kunnen bieden ver te boven gaat. Beperking van deze overexploitatie is een eerste zorg. Eerste aangrijpingspunten voor het gebruik van ecosysteemdiensten zijn (1) benutting houtgroei/plantengroei voor zowel het vastleggen van CO₂ als voor de vervanging van fossiele brandstoffen, (2) beperking van de voortgaande oxidatie van veen, en (3) klimaatadaptatie, het opvangen van klimaatgerelateerde veranderingen door bijvoorbeeld waterberging (neerslagpieken) en het veiligstellen van migratiemogelijkheden (zodat dier- en plantensoorten met verschuivende klimaatzones kunnen meebewegen). Deze zaken zijn in beginsel goed te combineren met de beleefbaarheid (recreatie, cultuurhistorie en biodiversiteit) en het invangen van fijnstof. In het klimaatbeleid heeft beperking van CO₂-emissie al een belangrijke plek, al is de huidige Nederlandse invulling van het Kyotoprotocol niet gevoelig voor beperking van veenoxidatie.

Algemene noties over ecosysteemdiensten

- **Ecosysteemdiensten als term.** Met behulp van het benoemen van ecosysteemdiensten – de baten die ecosystemen de mensheid bieden – kan het bewustzijn van menselijke afhankelijkheid van de leefomgeving in hoge mate worden versterkt. Het is evenwel van belang om in de communicatie zorgvuldig te werk te gaan. Zo blijkt de term ecosysteemdiensten alleen al vanwege zijn technocratische uitstraling weerstand op te roepen, terwijl de inhoudelijke achtergrond juist algemeen sterk aanspreekt (Tamis *et al.*, 2008; Gaaff en Melman, 2011).
- **Relatie met crises.** Bij de verdere uitwerking van het concept van ecosysteemdiensten is het van belang dat een relatie wordt gelegd met verschillende actuele crises die met de duurzaamheid van deze diensten zijn verbonden: klimaatopwarming, voedselproblematiek en achteruitgang van biodiversiteit. Deze problematieken wortelen alle in een overbelasting van het biotische systeem. De zorg voor dit systeem is het uiteindelijke doel van het milieu- en natuurbeleid. De uitwerking van het beleid in ecosysteemdiensten kan een belangrijke vernieuwing van het beleid zijn (zie ook PBL 2009a; 2009b; 2010a).
- **Zichtbaar maken maatschappelijke betekenis ecosysteemdiensten.** Ecosystemen en de diensten die ze leveren zijn de drager van ons fysieke bestaan (productiediensten zoals voedsel, water), bepalen mede de omstandigheden waarin we leven (regulerende diensten zoals CO₂-vastlegging, waterveiligheid, onderdrukking van plagen) en dragen in belangrijke mate bij aan ons welbevinden (culturele diensten).
- **Brede mogelijkheden betere benutting ecosysteemdiensten.** Bijsturen in gebruik van onze leefomgeving door middel van betere benutting van ecosysteemdiensten biedt aantrekkelijke perspectieven: benutting van met name regulerende en ondersteunende ecosysteemdiensten versterkt de duurzaamheid en vermindert de milieubelasting. Gebieden leveren doorgaans meerdere ecosysteemdiensten tegelijkertijd en zijn daarmee multifunctioneel. Gebruik van ecosysteemdiensten kan vaak in de vorm van het combineren van fysieke functionaliteit (versterking duurzaamheid) en culturele betekenis (landschappelijke aantrekkelijkheid, belevingswaarde). Kansen voor betere benutting doen zich voor in onder meer: (i) voedselproductiearealen (bijvoorbeeld bodemdiensten, plaagbestrijding, waterzuivering, CO₂-vastlegging, beleving), (ii) bebouwde omgeving (bijvoorbeeld klimaatregulatie, waterberging, beleving, gezondheid), en (iii) bos- en natuurgebieden (bijvoorbeeld waterzuivering, waterberging, CO₂-vastlegging, genenreservoir, biodiversiteit, beleving, cultuurhistorie) – zie ook Van Veen *et al.* (2010).

- **Stapeling: kracht en zwakte.** Kenmerkend en aantrekkelijk is dat ecosystemen meer ecosysteemdiensten leveren (stapeling). De kracht is dat een ecosysteem oplossingen kan bieden voor meerdere problemen en dat met behulp van het concept ecosysteemdiensten al die diensten samen (geïntegreerd) bekeken worden. Zwakte is dat het meer benutten van de ene ecosysteemdienst ten koste kan gaan van andere diensten. Multifunctionaliteit leidt weliswaar tot een toenemende capaciteit om verschillende ecosysteemdiensten te leveren, maar tegelijkertijd tot een afnemende capaciteit per afzonderlijke dienst (Willemsen, 2010). Dit uitruilmechanisme maakt het complex om de benutting van ecosysteemdiensten te optimaliseren. Dit probleem kan worden aangepakt door – per gebied(stype) – een duidelijk beeld te schetsen van welke ecosysteemdiensten gevraagd worden, en te onderzoeken hoe deze duurzaam binnen de randvoorwaarden van de overige ecosysteemdiensten ‘geproduceerd’ kunnen worden.
- **Levering ecosysteemdiensten door natuurgebieden en daarbuiten.** Ecosysteemdiensten worden geleverd door zowel natuurgebieden (relatief weinig door de mens beïnvloed) als door landbouwgebieden en stedelijk gebieden (relatief sterk door de mens beïnvloed). Wat betreft regulerende, ondersteunende en culturele diensten zullen binnen natuurgebieden ecosystemen vaak relatief intact zijn en ecosysteemdiensten daarmee beter geborgd zijn. Het gaat daar vooral om (h)erkenning van de ecosysteemdiensten die al worden geleverd. Buiten natuurgebieden zullen ecosystemen minder compleet zijn en ecosysteemdiensten – op bepaalde productiediensten, zoals voedsel, na – minder zijn geborgd. Een beleid gericht op ecosysteemherstel en actieve benutting van ecosysteemdiensten zal juist buiten natuurgebieden toegevoegde waarde hebben, zowel voor de biodiversiteit als voor de realisatie van maatschappelijke opgaven, zoals klimaatadaptatie, waterbeheer en leefomgevingskwaliteit.
- **Benutting ecosysteemdiensten versus technische oplossingen?** Het gebruik maken van ecosysteemdiensten betekent niet dat door de mens ontwikkelde, technische oplossingen niet goed zouden zijn of geen bijdrage aan duurzaamheid zouden leveren. Veel van deze technische oplossingen zijn niet meer weg te denken (bijvoorbeeld waterzuiveringsinstallaties, landbouwmechanisatie, waterbeheersing) en kunnen ook duurzaam worden vormgegeven. Daar waar technologische oplossingen tekort schieten in duurzaamheid (milieudruk, energie, kosten), kan het benutten van ecosysteemdiensten een belangrijke meerwaarde bieden (bijvoorbeeld biologische bestrijding in plaats van gewasbeschermingsmiddelen of meer gebruik maken van waterbergingskwaliteiten van een beekdallandschap), niet alleen vanuit de *planet* invalshoek, maar ook vanuit het perspectief van *profit* en *people*.
- **Leidraad voor duurzame landbouw.** Ook kan het concept van ecosysteemdiensten een belangrijke stimulans geven aan de ontwikkeling van een meer duurzame landbouw in Nederland. Belangrijke elementen daarbij zijn het optimaal gebruik maken van biologische plaagbestrijding (Ecorys en Witteveen+Bos, 2007), waarbij landbouw en aangrenzende natuur functioneel met elkaar worden verbonden, of het beter aansluiten van de intensiteit van het grondgebruik op gebieds- en ecosysteemeigenschappen, zoals bijvoorbeeld in het concept Boeren voor Natuur (Stortelder *et al.*, 2001). We kunnen in dit verband spreken over ‘ecologische modernisering’, een term die al door Nijhoff en Reijnders (1989) is gebruikt.
- **Ecosysteemdiensten in bebouwde omgeving.** Ook in de bebouwde omgeving zijn goede mogelijkheden voor betere benutting van ecosysteemdiensten: visueel/beleving, regulatie microklimaat, invangen fijnstof, en het vasthouden van water. Deze diensten kunnen worden meegenomen in herstel- en aanlegactiviteiten in het stedelijk gebied, zoals groendaken, straat- en pleingroen, parken, moestuinen, en visgelegenheid.

- **Verbreiding van natuurbeleid.** Ecosysteemdiensten die geleverd worden door natuurgebieden kunnen vaak beter worden benut dan nu het geval is. Hierbij gaat het vooral om het versterken van 'het bekend zijn' met deze diensten (bewustwording), zodat ze in het vervolg meer pregnant worden meegenomen in het (natuur)beleid. Deze bewustwording kan bijdragen aan een meer robuuste financiële basis voor creëren en beheren van natuurgebieden. In de Nederlandse situatie lijkt een verbreding van het natuurbeleid in de richting van ecosysteemdiensten goed aan te kunnen sluiten bij het ingezette regeringsbeleid (VVD-CDA, 2010). Ecosysteemdiensten kunnen een bijdrage leveren aan het besef dat natuur geen 'koekoeksjong' is dat de maatschappij enkel maar geld kost, maar eerder de 'kip met de gouden eieren' die baten genereert (Hajer, 2010). Motieven voor natuurbeleid verschuiven daardoor van ethisch naar utilitair (gebaseerd op sociaal, economisch en ecologisch nut, zie Opdam en Wieringa (2010)). Daarbij levert natuur – in de vorm van ecosysteemdiensten – voordelen op voor andere beleidsterreinen (synergie-effecten), bijvoorbeeld de realisatie van de Kyoto-doelstellingen met behulp van bos of veenvorming. Een ander, momenteel zeer actueel, voorbeeld is de productie van biomassa, waarmee een bijdrage wordt geleverd aan de zogeheten 'Green Deal' (het samen laten gaan van duurzaamheidsambities met economische groei en werkgelegenheid).
- **Benutting ecosysteemdiensten als 'opportunity'.** Ecosystemen kunnen aantrekkelijk zijn voor de realisatie van noodzakelijke voorzieningen, waarbij naast het primaire doel ook andere maatschappelijke doelstellingen worden gediend. Zo kan waterretentie worden gerealiseerd met behulp van monofunctionele, technische middelen zoals stuwen, dijkverhoging, waterbekkens en dergelijke, maar ook door multifunctionele beekdal-ecosystemen, waarbij natuurbehoud, landbouw en recreatie meeprofiteren (Verdonschot, 2010).
- **Monetarisering aantrekkelijk, geen panacee.** Bij het geven van een steviger positie van ecosysteemdiensten in het beleid, kan monetaire waardering soelaas bieden. Monetarisering is daarbij in sommige gevallen een goed hulpmiddel (TEEB, 2009; Ten Brink, 2011), maar heeft ook beperkingen (Melman *et al.*, 2010). Het belang van monetariseren schuilt met name in het signaleren van het belang van diensten. Monetaire waardering is evenwel niet de enige maatlat, het vormt een extra informatiebron die bij besluitvorming kan worden meegenomen. Andere maatlaten verschaffen eveneens inzicht in het belang van ecosysteemdiensten, maar dan vanuit andere invalshoeken; zo kunnen ook ecologische of sociale eenheden (bijvoorbeeld werkgelegenheid) worden gebruikt.
- **Uiteenlopende motieven voor monetaire waardering.** Er bestaan verschillende motieven voor het in geld uitdrukken van ecosysteemdiensten (zie Slootweg en Van Beukering, 2008), namelijk (i) signalering ter ondersteuning van het economisch belang; (ii) besluitvorming ter ondersteuning van het beleid; (iii) schadeberekening voor het opmaken van de rekening die vervuilers moeten betalen; en (iv) 'duurzaamheids-financiering' voor het bepalen van een wenselijk belastings- of heffingsniveau om duurzaam gebruik van ecosysteemdiensten te realiseren. Keuze van het motief bepaalt in hoge mate de uitwerking van de monitarisering en de inspanning die ermee is gemoeid.
- **Voor- en nadelen op korte en lange termijn.** Voor ecosysteemdiensten bestaan er vaak minder duurzame alternatieven die op de korte termijn vanuit economisch oogpunt interessanter zijn dan het duurzaam benutten van ecosysteemdiensten, maar waarbij de langetermijnkosten en externe effecten veelal buiten beschouwing blijven. Bij een evenwichtige besluitvorming dienen deze langetermijnkosten en externe effecten meegenomen te worden, wat de aantrekkelijkheid van ecosysteemdiensten sterk kan vergroten. Dit speelt op heel veel terreinen, zoals het uitputten van landbouwgrond, het gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen en de vervuiling van water.

Summary

The way we are currently using our environment takes insufficient account of the (physical) boundaries of the biotic systems that support our existence. This is linked to the current crises concerning climate, food and biodiversity. The concept of ecosystem services, that is, the benefits provided to us by biotic systems, offers opportunities to make better and more sustainable use of our environment.³ Exploration of the potential significance of the concept of ecosystem services in general and more detailed examination of a number of specific ecosystem services enabled us to identify a number of practical options and to present more general considerations.

Practical options to improve the utilisation of ecosystem services

Our exploration of a number of ecosystem services (categorised under the three themes discussed below) yielded various options that appear promising in terms of practical implementation. The focus within these themes is on so-called provisioning services and regulating services, while cultural services are only briefly discussed.

Water-related ecosystem services

These ecosystem services also offer promising opportunities for better utilisation, with regard to (1) optimisation of drinking water production in relation to other area functions such as amenity value, biodiversity and cultural and historical values, and by extension (2) adjusting the water quality to the intended use (e.g. drinking, washing or cooling). In addition, (3) utilising the water purifying capacity of helophytes and ditch banks in rural areas and (4) utilisation and reinforcement of the water storage capacity of landscapes like brook valleys, as well as reinforcement of the water retention capacity of farmland (especially arable fields). Options (3) and (4) can be usefully combined with amenity value (recreation, cultural and historical values and biodiversity) and with the production of biofuels. Suitable opportunities for this are provided by policy and research programmes on topics like water quality (based on the EU's Water Framework Directive), low-emission agriculture, 'green-blue' services by farmers, etc.

Food-related ecosystem services

These ecosystem services offer major opportunities for better utilisation, with regard to (1) improving soil fertility, (2) reducing nutrient emissions, (3) reinforcing the disease- and pest-resistant qualities of the soil and arable field margins, (4) reinforcing pollination by honey bees and wild bee species and (5) reinforcing the amenity value of rural areas (recreation, cultural and historical values, biodiversity). Ideally, all of these aspects should be addressed in an integrated fashion. Suitable opportunities for this are provided by policy and research programmes on topics like biological pest control, low-emission agriculture and ecological and water-related ('green-blue') service provision by farmers.

³ The *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) makes no distinction between services and benefits, but not everyone agrees with this. Boyd & Banzhaf (2005; 2007) and Fisher & Turner (2008) actually emphasise the distinction between ecosystem services and benefits. They regard ecosystem services primarily as 'end products' provided by nature that can be used (directly) by consumers to produce benefits. Although fish, for instance, is an ecosystem service, it is not a direct benefit. It only becomes a benefit when it is caught by humans.

Climate-related ecosystem services

These ecosystem services also offer opportunities for better utilisation. The first aspect to be considered is the current overexploitation of fossil energy sources, which greatly exceeds what ecosystems can provide. Reducing this overexploitation is the prime concern. The primary opportunities in terms of the utilisation of ecosystem services are (1) the use of wood/plant production, both to store CO₂ and to replace fossil fuels; (2) reducing the continued oxidation of peat and (3) climate adaptation, that is, counteracting climate-related changes by measures like water storage facilities (to cope with peak precipitation) and safeguarding migration options (allowing plant and animal species to migrate along with shifting climate zones). In principle, these options can be easily combined with amenity value (recreation, cultural and historical values and biodiversity) as well as with reducing the levels of fine particulate matter in the air. The reduction of CO₂ emissions already plays an important role in current climate policies, although the current Dutch specification of the Kyoto Protocol offers no solution to peat oxidation.

General considerations relating to ecosystem services

- **Ecosystem services as a term** Explicitly identifying ecosystem services – i.e. the benefits ecosystems can produce for humankind – can greatly reinforce people's awareness of the extent to which humans depend on the environment in which they live. It is important, however, to communicate the information in a careful manner. The term ecosystem services itself, for instance, turns out to provoke resistance merely by its technocratic image, even though the ideas to which it refers are actually greatly appreciated by the public (Tamis *et al.*, 2008; Gaaff & Melman, 2011).
- **Relationship with current crises.** It is important for the further development of the concept of ecosystem services that it is linked to some of the current crises affecting the sustainability of these services: global warming, food production and loss of biodiversity. These problems are all rooted in the excessive strain being imposed on the biotic system. Safeguarding this system is the ultimate goal of environmental and nature conservation policies. Specifying policy in terms of ecosystem services might constitute an important policy innovation (see also PBL 2009a; 2009b; 2010a).
- **Showing the benefits of ecosystem services to society.** Ecosystems and the services they provide constitute the basis of our physical existence (through provisioning services like food and water), as well as partly determining the conditions in which we live (through regulating services like CO₂ storage, water safety and pest control) and contribute greatly to our well-being (through cultural services).
- **Wider opportunities through better utilisation of ecosystem services.** Adjusting the use of the environment we live in by improved utilisation of ecosystem services offers some attractive prospects: making use of regulating and supporting services in particular will reinforce sustainability and reduce environmental impacts. Areas usually offer multiple ecosystem services simultaneously, and are thus multifunctional. Ecosystem services can often be utilised by combining physical functionalities (reinforcing sustainability) and cultural significance (attractive landscapes, amenity value). Opportunities for better utilisation are to be found in, e.g.: (i) land used for food production (soil-related services, pest control, water purification, CO₂ storage, amenity value), (ii) the built-up environment (air conditioning, water storage, amenity value, health) and (iii) woods and nature areas (water purification, water storage, CO₂ storage, gene pool, biodiversity, amenity value, culture and history) – see also Van Veen *et al.* (2010).

- **Stacking: strength as well as weakness.** An attractive characteristic of ecosystems is that they provide multiple ecosystem services (stacking). This is a strength in the sense that an ecosystem can offer solutions to multiple problems, and that the concept of ecosystem services addresses all of these services together (integration). It is, however, also a weakness in that increased utilisation of one ecosystem service may come at the expense of other services. Although multifunctionality results in a greater capacity to provide various ecosystem services, it also results in a reduced capacity for each of the individual services (Willemen, 2010). This trade-off makes it a complex challenge to optimise the utilisation of ecosystem services. This problem can be addressed by clearly outlining – for each area or type of area – what ecosystem services are needed, and examining how these can be sustainably ‘produced’ within the limitations imposed by the other ecosystem services.
- **Provision of ecosystem services by conservation areas and elsewhere.** Ecosystem services are not only provided by wildlife areas (which are relatively untouched by human influence) but also by farming areas and urbanised areas (which are relatively strongly influenced by humans). Ecosystems within conservation areas are probably often relatively intact as regards regulating, supporting and cultural services, so the provision of ecosystem services there is more secure. The main concern there is the recognition and acknowledgement of ecosystem services that are already being provided. Outside conservation areas, ecosystems are usually less complete, so the provision of ecosystem services is less secure – except for certain provisioning services like food. A policy aimed at ecosystem restoration and active utilisation of ecosystem services will therefore offer added value particularly outside conservation areas, both to increase biodiversity and to meet society’s needs, such as climate adaptation, water management and the quality of the environment in which people live.
- **Utilisation of ecosystem services or technological solutions?** The suggestion to utilise ecosystem services does not imply that technological solutions developed by humans are inadequate or cannot contribute to sustainability. Many of these technological solutions are here to stay (e.g. water purification plants, mechanised farming methods and water management) and can also be made sustainable. But in situations where technological solutions are insufficiently sustainable (e.g. due to environmental impacts, energy consumption or costs), the use of ecosystem services can offer important added value (e.g. biological pest control instead of chemical crop protection agents or making better use of the water storage capacity of brook valleys), not only from the perspective of *Planet*, but also from those of *Profit and People*.
- **Guidelines for sustainable agriculture** The concept of ecosystem services can also greatly stimulate the development of more sustainable agriculture in the Netherlands. Important elements in this respect include the optimised use of biological pest control (Ecorys and Witteveen & Bos, 2007), thus constructing functional links between farms and the adjoining wildlife areas, and adapting the intensity of land use to area and ecosystem characteristics, as is being done in the ‘farmers for nature’ concept (Stortelder *et al.*, 2001). These processes might be referred to as ‘ecological modernisation,’ a term that was already used by Nijhoff & Reijnders (1989).
- **Ecosystem services in the built-up environment** Even the built-up environment offers good opportunities for a better utilisation of ecosystem services, including increasing the visual/amenity values, the regulation of microclimates, removal of fine particulate matter from the air and water storage. These services can be included in restoration and construction projects in urban areas, such as green roofs, trees and shrubs in streets and squares, parks, vegetable gardens and fishing/water storage ponds.

- **Diversification of nature conservation policy** The ecosystem services provided by conservation areas are not always fully utilised. The main challenge here is to familiarise the public with such services (increasing awareness), to ensure that they are more prominently included in nature conservation (and other) policies. This awareness can contribute to a more robust financial basis for the creation and management of conservation areas. In the Dutch situation, the idea of expanding nature conservation policies to include ecosystem services appears to be compatible with current government policies (VVD-CDA, 2010). Ecosystem services can contribute to the realisation that wildlife is not an alien element that is forced upon us and is just costing us a lot of money, but rather a money-spinner generating benefits (Hajer, 2010). This means that motives behind nature policy are shifting from ethical to utilitarian (based on social, economic and ecological benefits, see Opdam & Wieringa (2010)). In this view, nature produces benefits – in the form of ecosystem services – for other policy areas (synergy effects), such as meeting the Kyoto targets by planting forests or stimulating peat growth. Another example, which is currently receiving a lot of attention, is the production of biomass, which can contribute to the so-called Green Deal (combining sustainability goals with economic growth and job creation).
- **Utilisation of ecosystem services as an opportunity.** Ecosystems can offer attractive options for the implementation of necessary facilities, with other goals in society being met alongside the primary objective. For instance, whereas water retention can be achieved by monofunctional, technological means, such as weirs, raised dykes, water storage basins etc., it can also be achieved by multifunctional brook valley ecosystems, with additional benefits for nature conservation, agriculture and recreation (Verdonschot, 2010).
- **Monetisation is attractive, but not a panacea.** Valuating ecosystems in monetary terms can help give them a more secure position in policymaking. Monetisation can represent a useful instrument in this respect (TEEB, 2009; Ten Brink, 2011), but it also has its limitations (Melman *et al.*, 2010). The value of monetisation is particularly in its ability to highlight the importance of the services. But monetary valuation is not the only evaluative parameter; it is merely an additional source of information which can be used in decision-making. Other parameters also offer information on the importance of ecosystem services, but from different perspectives; they may, for instance, include ecological or social parameters (such as job creation).
- **Different arguments for monetisation** Various arguments have been given for expressing the value of ecosystem services in monetary terms (zie Slootweg en Van Beukering, 2008): (i) raising awareness of their economic importance; (ii) decision-making for policy support; (iii) estimating damage so polluters can be made to pay; and (iv) 'sustainability financing' in order to determine the levels of taxes or levies that are required to achieve sustainable utilisation of ecosystem services. The choice of argument largely determines the specific monetisation methods used and the amount of effort they require.
- **Advantages and disadvantages in the short and longer term.** Less sustainable alternatives for ecosystem services often appear more attractive from a short-term economic perspective than the sustainable utilisation of such services, but the long-term costs and external effects are usually ignored. A well-balanced decision-making process should include these long-term costs and external effects, which may greatly increase the attractiveness of ecosystem services. This is relevant to a great many topics, including the depletion of farming soils, the use of chemical crop protection agents and water pollution.

1 Inleiding

De kwaliteit van onze leefomgeving is een belangrijk beleidsitem. Hoewel de mens zeer succesvol is in het naar zijn hand zetten van zijn omgeving, blijft hij uiteindelijk volledig afhankelijk van de omstandigheden waarin hij leeft. Onze invloed op de leefomgeving is zo omvangrijk geworden en vergt zoveel input van energie en grondstoffen dat de duurzaamheid van ons voortbestaan niet langer vanzelfsprekend is. Deze problematiek is in mondiaal verband op de agenda gezet door de club van Rome (Meadows *et al.*, 1972). Deze boodschap heeft weliswaar doorgewerkt in het beleid, maar de ontwikkelingen sindsdien hebben de noodzaak van meer beleid ter verbetering van de kwaliteit en duurzaamheid van onze leefomgeving alleen maar versterkt. De wereldwijde opwarming van het klimaat is een recent voorbeeld van de menselijke invloed om de omgeving.

Het blijkt een zeer veel omvattende opgave om concreet gestalte te geven aan een meer duurzame vorm van ons omgevingsgebruik. Het concept van ecosysteemdiensten biedt een belangrijk houvast om inzichtelijk te maken welke zaken ons door de natuurlijke leefomgeving, ecosystemen, worden geboden, wat de betekenis is en welke waarde eraan kan worden toegekend. De publicatie van het *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) heeft hier op mondiaal niveau de aandacht op gevestigd. Deze diensten lopen uiteen van voedselproductie, plaagbestrijding, en regulatie van waterbeschikbaarheid tot gelegenheid bieden voor recreatie, bodenvorming en nutriëntenkringloop. Het is daarom aan te bevelen dat bij de vormgeving van de milieukaders expliciet aandacht wordt besteed aan biotische aspecten en ecosysteemdiensten.

Bij de productie van ecosysteemdiensten speelt biodiversiteit een cruciale rol, al is de precieze relatie tussen beide geen eenvoudige (bijvoorbeeld Swift *et al.*, 2004; Balvanera *et al.*, 2006). Het belang van biodiversiteit is door de drie departementen die hun stempel drukken op het omgevingsbeleid in Nederland (de voormalige ministeries van LNV, VROM en V&W), nadrukkelijk onder de aandacht gebracht (LNV *et al.*, 2008). Ecosysteemdiensten bieden aangrijpingspunten om ons omgevingsbeleid op te baseren, zowel voor het milieu-, natuur- als het waterbeleid. Het gaat in essentie om de herkenning en erkenning van de diensten die ons door de natuur worden geleverd en waar wij gebruik van kunnen maken. Gegeven bovenbeschreven opgave van een meer duurzame vorm van ons omgevingsgebruik, is het zaak dat dit gebruik op een duurzame wijze gebeurt.

In deze rapportage wordt een overzicht gegeven van wat er aan materiaal voorhanden is over de betekenis van ecosysteemdiensten in Nederland is en wat de perspectieven zijn voor een betere benutting ervan. Dit overzicht is niet volledig maar een eerste aanzet, en is geschreven in het kader van de Natuurverkenning 2011 die het PBL op verzoek van het kabinet opstelt. Met de Natuurverkenning wil het PBL een inspiratiebron leveren aan het kabinet en de Tweede Kamer voor het op langere termijn gerichte natuur- en landschapsbeleid. Het eindproduct van Natuurverkenning 2011 verschijnt in het najaar van 2011.

In de Natuurverkenning worden vier natuurstreefbeelden uitgewerkt, natuur zoals die mogelijk gewenst zou kunnen worden. Eén van die streefbeelden is 'functionele natuur'. In dit streefbeeld wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van ecosysteemdiensten. Om dit streefbeeld uit te kunnen werken, is het noodzakelijk zicht te krijgen op wat ecosysteemdiensten zijn, hoe de huidige situatie van deze diensten in Nederland er uit ziet en hoe de benutting ervan mogelijk kan worden verbeterd. Deze rapportage levert daar materiaal voor aan.

Leeswijzer

Na het uiteenzetten van de doelstelling in hoofdstuk 2, wordt in de hoofdstukken 3 en 4 ingegaan op het concept van ecosysteemdiensten. In hoofdstuk 3 komen allereerst zaken aan bod als wat ecosysteemdiensten zijn en welke typen er worden onderscheiden. Vervolgens wordt in beschouwende passages aandacht geschonken aan een aantal onderwerpen die van belang zijn bij het al of niet beter gebruik maken van ecosysteemdiensten. Het gaat om de relatie tussen mens en ecosysteem, het zoeken naar natuurlijke dan wel technische oplossingen voor opgaven in het omgevingsbeleid, de relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten, en het fenomeen van stapeling van ecosysteemdiensten.

Naast de ecologische aspecten wordt in deze rapportage ook ingegaan op de waarde en de waardering van ecosysteemdiensten, die bij het ontwikkelen van het concept een belangrijke betekenis hebben. Dit staat centraal in hoofdstuk 4, waarin een globaal beeld wordt gegeven van de stand van zaken in het monetaire waarderingsonderzoek. De nadruk in dit hoofdstuk ligt op de methoden van en motieven voor monetaire waardering en de bijbehorende valkuilen.

Vanaf hoofdstuk 5 en de daaropvolgende bijlagen wordt op een aantal ecosysteemdiensten dieper ingegaan. Hoofdstuk 5 geeft een samenvatting van de belangrijkste bevindingen, terwijl in de bijlagen dieper op de ecosysteemdiensten wordt ingegaan. In de bijlagen wordt begonnen met een beschrijving van wat de dienst inhoudt, wordt aan de hand van bestaande gegevens een beschrijving gegeven van de kwantitatieve omvang ervan en waar mogelijk een beeld geschetst van de ruimtelijke ligging. Aangegeven wordt in hoeverre sprake is van stapeling van diensten en in hoeverre vergroting van de 'productie' van de desbetreffende dienst gevolgen heeft voor andere ecosysteemdiensten. Aangegeven wordt wat de maatschappelijke opgave is die aan de desbetreffende ecosysteemdienst kan worden gerelateerd en vervolgens in welke mate die door de dienst kan worden vervuld en wat daar voor nodig is. Daarnaast zal worden nagegaan wat de mogelijkheden voor waardering zijn, zo mogelijk in monetaire termen. Bijlagen 1 tot en met 7 behandelen een aantal ecosysteemdiensten die relatief laagdrempelig handelingsperspectieven bieden ('laaghangend fruit'). In bijlage 8 is een drietal ecosysteemdiensten opgenomen waarvoor dit wat minder het geval is, maar waarvan de verzamelde informatie een aanvullend beeld geeft van wat het concept van ecosysteemdiensten kan opleveren over de betekenis van onze leefomgeving.

De maatschappelijke opgaven die met het meer en beter gebruik maken van ecosysteemdiensten zijn verbonden, zijn zeer veelomvattend. Er is een groot aantal ecosysteemdiensten. In deze rapportage wordt uit pragmatische overwegingen ingegaan op met name productie- en regulerende diensten. Daarnaast zal enige aandacht worden geschonken aan culturele diensten. De ondersteunende diensten, die geen directe baten opleveren, blijven buiten beschouwing. De focus is op productie- en regulerende diensten gelegd, omdat deze diensten het meest concreet zijn en is ingeschat dat deze zich het best lenen voor kwantificering. Daarmee is geenszins een uitspraak gedaan over het relatieve belang van de verschillende typen diensten.

2 Doelstelling en methodiek

Doelstelling

De hoofddoelstelling van het onderzoek is het geven van een overzicht van de mogelijkheden en perspectieven voor toepassing van het concept van ecosysteemdiensten in het Nederlandse omgevingsbeleid. Daarbij komen de volgende aspecten aan de orde:

- Wat houdt het concept van ecosysteemdiensten in?
- Hoe kan aan ecosysteemdiensten een waarde worden toegekend, zodanig dat ze een meer volwaardige plek in de besluitvorming kunnen krijgen?
- Hoe zit het meer specifiek met een aantal ecosysteemdiensten die in Nederland van praktisch belang zouden kunnen zijn, en hoe is de huidige situatie, wat zijn de potenties voor betere benutting en wat is er nodig om tot een betere benutting te komen?
- Hoe kan het concept praktisch worden toegepast voor oplossing van maatschappelijke doelstellingen in de omgevingskwaliteit?

De MEA (2005) leverde inzichten op mondiaal niveau op. Om tot concrete betere benutting in de praktijk te komen is concretisering en nadere uitwerking nodig, zodat operationalisering op meer lokaal niveau mogelijk wordt. Voor de Nederlandse context betekent dit onder meer: zicht krijgen op de huidige omvang van de ecosysteemdiensten die worden geleverd, de duurzaamheid ervan, de waarde die er aan wordt toegekend en het in beeld brengen van de perspectieven om de diensten beter te benutten, op een duurzame wijze.

Bij het beantwoorden van de eerste drie vragen zal worden aangesloten op de indeling zoals die in de MEA is gehanteerd: een systematisch onderscheid in categorieën op basis van de aard van de diensten (bijvoorbeeld productiediensten, regulerende diensten etc.). Bij de vierde vraag (over praktische toepassing) staan inhoudelijke thema's centraal die in het beleid aangrijpings-punt vormen voor het formuleren van maatschappelijke opgaven. Gekozen is voor een ordening rond thema's water, voedsel en klimaat. Culturele diensten die hierbij een rol spelen worden wel benoemd, maar spelen bij de uitwerking een ondergeschikte rol.

De maatschappelijke opgaven die rond deze thema's gelden, worden in eerste instantie in zeer algemene termen verwoord:

- het verkrijgen van voldoende water (kwalitatief en kwantitatief);
- het realiseren van een schone en duurzame voedselproductie;
- het verkrijgen van een stabiel klimaat, dan wel het opvangen van klimaatveranderingen;
- en tot slot, in dit project slechts bescheiden uitgewerkt: het realiseren van een omgeving die bijdraagt aan het welbevinden van mensen, in de ruimste zin van het woord.

Methodiek

Het onderzoek is gebaseerd op het bijeenbrengen van bestaand materiaal: literatuur – zowel wetenschappelijk als voor toepassing in de praktijk geschreven – en bij diverse databronnen beschikbare informatie (incl. websites). Bij het verzamelen van informatie is speciale aandacht gericht op kwantitatieve en topografisch te duiden informatie. Er is geen eigen empirische informatie vergaard. Het verzamelde materiaal is geordend met de bestaande inzichten rond ecosysteemdiensten als uitgangspunt. Aan de hand van het geordende materiaal is de mogelijke betekenis van het concept van ecosysteemdiensten doorgeëxerceerd, met als eerste doel het schetsen van de bruikbaarheid van het concept van ecosysteemdiensten in het algemeen. Dit geldt ook voor de uitwerking van de afzonderlijke ecosysteemdiensten. Het materiaal is in een aantal gevallen voorgelegd aan een aantal ter zake deskundigen, aanwezig binnen Alterra Wageningen UR en het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) (lijst van geraadpleegde personen zie in het Woord vooraf).

3 Ecosysteemdiensten

3.1 Wat zijn ecosysteemdiensten?

Het besef groeit dat natuur allerlei diensten biedt aan de mens. Deze diensten ervaren we als heel vanzelfsprekend, zo vanzelfsprekend dat ze vaak onopgemerkt blijven. Omdat bij de 'productie' van die diensten meer of minder soorten zijn betrokken die – omdat ze met elkaar op een of andere manier samenhangen – als ecosysteem worden aangeduid (voor werkdefinities, zie kader op de volgende pagina), worden ze ook wel ecosysteemdiensten genoemd. Ecosysteemdiensten omvatten de baten die ecosystemen aan de mensheid bieden. Het is een term die aangeeft dat onze omgeving ons een aantal voordelen oplevert. Het gaat daarbij om een zeer breed scala aan diensten die voor de mens van grote betekenis zijn: van voedsel uit de landbouw, vis uit de zeeën, regulatie van plagen in de landbouw, en regulatie van de waterbeschikbaarheid tot en met belevingswaarde van het landschap. Over die verscheidenheid later meer.

Het onderdeel 'ecosysteem' uit de term ecosysteemdiensten geeft aan dat de 'wetmatigheden' van ecosystemen op de dienst van toepassing zijn. Voor het laten voortbestaan van de diensten is het noodzakelijk dat de ecosystemen die ze leveren intact blijven, ofwel duurzaam worden beheerd. Over de ecosysteemdiensten is in 2005 op mondiaal niveau gerapporteerd (MEA, 2005). In deze omvangrijke rapportage wordt beschreven hoe de groeiende menselijk samenleving op een steeds groter areaal een steeds zwaarder stempel drukt op de kwaliteiten van de omgeving. Deze toenemende druk wordt veroorzaakt door het toenemende aantal mensen en door de toenemende consumptie per hoofd van de bevolking. De druk vertaalt zich in veranderingen in het direct door mensen gebruikte, geëxploiteerde gebied en in een afnemend areaal (ongerepte) natuur. De oorspronkelijke ecosystemen verschrompelen: veel soorten kunnen zich niet handhaven en verdwijnen. Deze veranderingen hebben een dusdanige omvang dat ecosystemen uit balans raken; daarmee wordt de blijvende levering van ecosysteemdiensten onzeker, of worden bestaande diensten nu al niet meer geleverd. De duurzaamheid van de leefomgeving is in het geding. Volgens de MEA (2005) is 60% van de ecosysteemdiensten gedegradeerd. Tot dusver manifesteren de gevolgen zich veelal op lokaal niveau (in veelal arme gebieden, waar geen technische middelen voorhanden zijn om de problemen op te lossen) en kunnen daar grote sociale gevolgen (ontwrichting) met zich mee brengen.

De MEA is opgesteld met de volgende doelstellingen:

- het bewust worden van de betekenis van ecosystemen en hun diensten en de afhankelijkheid van de mensheid ervan;
- het benoemen en in kaart brengen van het brede scala aan diensten, de omvang ervan en de veelheid van ecosystemen die deze diensten voortbrengt en de ruimtelijke verwevenheid van de herkomst van diensten (stapeling);
- het onder de aandacht brengen van de onduurzaamheid van de huidige exploitatie van ecosystemen, de sociale ontwrichting die hiermee samenhangt en de noodzaak voor verduurzaming van exploitatie van ecosysteemdiensten; en
- het uitdrukken van de waarde van ecosysteemdiensten in economische termen, opdat ze volwaardiger dan nu kunnen worden meegenomen in de beleidsvorming.

Enkele werkdefinities

Ecosysteem. Een ecosysteem is een dynamisch complex van gemeenschappen van planten, dieren en micro-organismen en hun niet-levende omgeving met onderlinge wisselwerking, die een functionele eenheid vormen. Mensen zijn een integraal onderdeel van ecosystemen. Ecosystemen variëren enorm in omvang. Zowel een tijdelijke plasje in een holle boom als een oceaan kan als ecosysteem worden gezien (MEA, 2005).

Ecosysteemdienst. Een ecosysteemdienst is een baat die door een ecosysteem aan mensen wordt geleverd. In paragraaf 3.2 komen we uitgebreid op de verschillende diensten terug, maar hierop vooruitlopend kan worden gesteld dat er doorgaans een viertal categorieën van ecosysteemdiensten wordt onderscheiden (zie MEA, 2005): (i) productiediensten (bijvoorbeeld drinkwater); (ii) regulerende diensten (bijvoorbeeld bestuiving van gewassen); (iii) culturele diensten (bijvoorbeeld gelegenheid geven tot recreatie); en ondersteunende diensten (bijvoorbeeld de kringloop van nutriënten in een ecosysteem).

Ecosystemen leveren diensten die we als baten benoemen, maar dat is slechts één kant van de medaille. Ecosystemen veroorzaken namelijk ook kosten (of negatieve baten). In het Engels worden dit de *disservices* genoemd, als tegenhanger van de *services* (zie Lyttimäki *et al.*, 2008). Zo kunnen moerassen een waterregulerende functie hebben, maar ook een bron van ongemak (muggen) en ziektes (malaria) zijn.

Sommige auteurs onderscheiden *landschapsdiensten* van *ecosysteemdiensten* (o.a. Termorshuizen en Opdam, 2009; Willemen, 2010). Termorshuizen en Opdam (2009) suggereren dat voor een interdisciplinair wetenschapsgebied als landschapsplanning het concept landschapsdiensten beter geschikt is dan het concept ecosysteemdiensten, omdat met name voor niet-ecologen de term 'landschap' meer aanspreekt dan de term 'ecosysteem'. Willemen (2010) gebruikt het concept landschapsdiensten om baten aan het ruimtelijk niveau van landschappen toe te kennen, wat op meerdere ecosystemen betrekking kan hebben. Voor het overige zijn deze diensten, aldus Willemen, identiek aan ecosysteemdiensten.

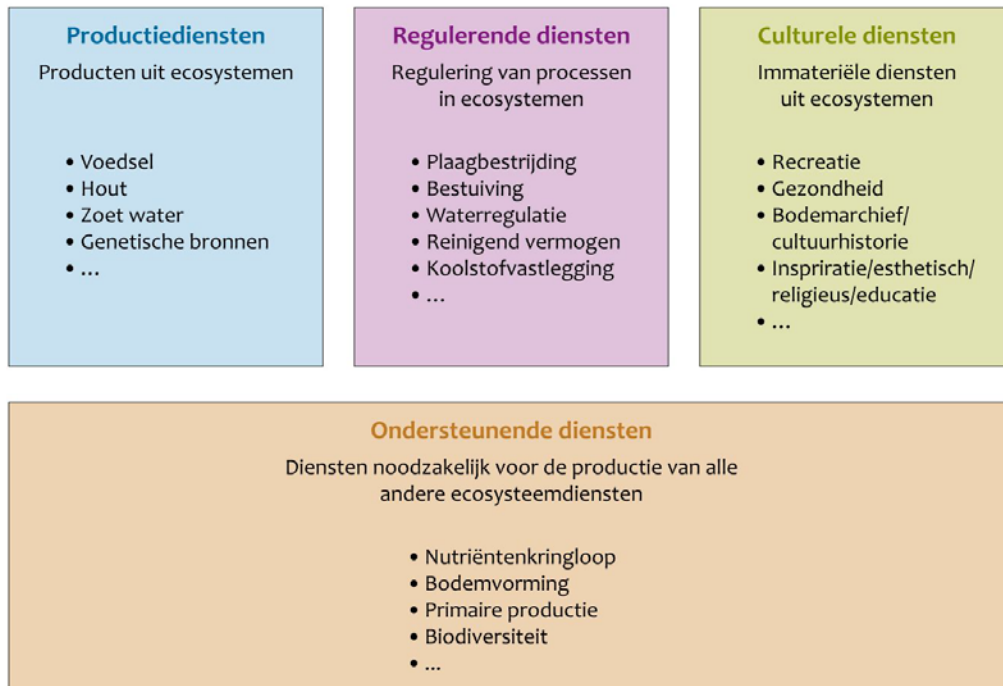
Ecosysteemfuncties. Hiermee wordt geduid op processen binnen ecosystemen, die al of niet bijdragen aan ecosysteemdiensten, maar niet de baten zelf zijn. Ze worden in ieder geval niet als zodanig herkend. Voor het ecosysteem zelf zijn ze wel van belang. Omdat de term functies gemakkelijk verwarring oproept met diensten, hanteren wij hier liever de term *-processen*.

Biodiversiteit. Biodiversiteit is de variatie aan levende organismen van allerlei herkomst, waaronder terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en van de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken. Biodiversiteit omvat zowel de diversiteit binnen en tussen soorten, als de diversiteit van ecosystemen. Diversiteit is een structureel kenmerk van ecosystemen en de variatie van ecosystemen is een element van de biodiversiteit (MEA, 2005).

Duurzaamheid/duurzame ontwikkeling. duurzame ontwikkeling is ontwikkeling die aansluit op de behoeften van het heden zonder het vermogen van toekomstige generaties om in hun eigen behoeften te voorzien in gevaar te brengen, aldus de definitie van de VN-commissie Brundtland uit 1987. Bij de uitwerking voor het beleid is het begrip uitgewerkt in drie aspecten, namelijk 'planet', 'people' en 'profit'. Bij duurzame ontwikkeling dient er sprake te zijn van een 'ideaal' evenwicht tussen ecologische, economische en sociale belangen.

3.2 Welke ecosysteemdiensten worden onderscheiden?

Ecosystemen leveren een veelheid aan diensten aan de mens. Door de MEA (2005) is een indeling opgesteld die nu algemeen wordt aangehouden, al worden regelmatig aanpassingen voorgesteld (bijvoorbeeld TEEB, 2010). Het gaat daarbij om vier categorieën diensten, zie figuur 1 en de toelichting hierna.



Figuur 1. Overzicht van de categorieën ecosysteemdiensten (bron: PBL 2010b).

Productiediensten. Deze categorie diensten omvat de fysieke producten die door ecosystemen worden geleverd, zoals voedsel, water, hout en genetisch materiaal.

- Bij *voedsel* gaat het zowel om landbouwproductie en de visvangst, als het voedsel dat in moestuinen wordt gekweekt of dat in de natuur wordt verzameld (jacht, bramen, bessen en dergelijke). Voor die laatste vormen geldt dat naast de voedselvergaring het beleevings- en welzijnsaspect een zeer belangrijke betekenis heeft (zie culturele diensten).
- Bij *water* gaat het bijvoorbeeld om drinkwater dat via het oppervlakte- of grondwater wordt verzameld, en waar de zuiverende werking van de bodem en planten van belang zijn voor de voor drinkwater gewenste minerale en bacteriële samenstelling. In Nederland vervullen diverse natuurgebieden, zoals de duinen, hier een belangrijke functie bij, zowel voor de zuivering als voor de beschikbaarheid (calamiteitenvoorraad) van drinkwater.
- Bij *hout* (als bouw- en brandstof) gaat het om de productie in bossen, die kan variëren van productiebos tot recreatiebos tot (bijna) natuurbos.
- Bij *genetisch materiaal* gaat het om het geheel aan genetische variatie dat in ecosystemen aanwezig is en dat kan worden benut voor menselijke toepassingen, bijvoorbeeld het ontwikkelen van nieuwe geneesmiddelen of voor het ontwikkelen van nieuwe voedingsgewassen.

Regulerende diensten. Regulerende diensten zijn de baten die worden verkregen uit de regulering van ecosystemeprocessen en die onderdelen van het menselijk leefmilieu uitmaken. Ze kunnen op verschillende ruimtelijke niveaus werkzaam zijn (Liekens *et al.*, 2009).

- Bij *reiniging* gaat het bijvoorbeeld om het zuiveren van lucht door middel van het vastleggen van fijnstof door de vegetatie (met name struiken en bomen) of het zuiveren van het grondwater door de bodem en de daarop groeiende vegetatie (sluit aan op productie van drinkwater).
- Bij *plaagbestrijding* gaat het om het onderdrukken van plagen in de landbouw, bijvoorbeeld de predatie van luizen door lieveheerbeestjes (bijvoorbeeld in graan), of de predatie van rupsen door roofwantsen (in kool).
- Bij *waterregulatie* gaat het om de beschikbaarheid van de juiste hoeveelheid water op de juiste plek door het seizoen heen. Essentieel hiervoor zijn de gelijkmatigheid in de wateraanvoer (bevordert, bijvoorbeeld, door aanwezigheid van begroeiing en door meanderende afvoer) en een voldoende capaciteit in de afvoer door een goede bodemstructuur (bevordert, bijvoorbeeld, door wormen).
- Bij *bestuiving* gaat het om de bevruchting van (landbouw)gewassen door honingbijen of door in de natuur voorkomende soorten. Dit speelt in Nederland met name in de fruitteelt en de tuinbouw. Maar bestuiving is ook belangrijk voor talloze in het wild voorkomende bloemen, planten, struiken en bomen.
- Bij *klimaatregulatie* gaat het om vastleggen van koolstof, ofwel het reguleren van het CO₂-gehalte, door ecosystemen (in de vorm van hout en/of veen), wat de sleutelfactor is bij de opwarming van het klimaat. Daarnaast gaat het om temperatuurregulatie in stedelijke omgeving, bijvoorbeeld door schaduwwerking van bomen en de isolerende werking van groene daken. Ten slotte, het gaat ook om klimaatadaptatie: het opvangen van klimaatgerelateerde veranderingen door bijvoorbeeld waterberging (neerslagpieken) en veiligstellen migratiemogelijkheden (zodat diersoorten met verschuivende klimaatzones kunnen meebewegen).

Culturele diensten. Deze categorie bundelt vooral de materiële en immateriële waarden die mensen aan natuur hechten vanuit recreatieve, spirituele en emotionele aspecten (Liekens *et al.*, 2009). Ze worden ook wel aangeduid als diensten waarbij een of andere vorm van informatieoverdracht aan de mens aan de orde is (De Groot *et al.*, 2010b).

- Bij *recreatie* gaat het om het bieden van recreatiemogelijkheden in zowel natuur- als cultuurlandschappen.
- Bij *gezondheid* gaat het om de heilzame werking die uitgaat van het aanwezig zijn (door bijvoorbeeld te wandelen of te fietsen) of het actief zijn (door bijvoorbeeld tuinieren) in een groene omgeving.
- Bij *cultuurhistorie/bodemarchief* gaat het om de informatie over de wordingsgeschiedenis (geomorfologie, ontginningsgeschiedenis) die in het landschap, de voorkomende planten- en diersoorten en de bodem ervan is vastgelegd.
- Bij *inspiratie, esthetiek, religie* en *educatie* gaat het om de bevorderende, stimulerende werking van landschap/ecosystemen op vooral het geestelijk welzijn van mensen. Het zijn zaken die wat minder gemakkelijk zijn te kwantificeren en aan ecosystemen als zodanig zijn te koppelen, maar niettemin zeer belangrijke kwaliteiten zijn waar het landschap en de daarin voorkomende elementen een rol spelen. Denk bijvoorbeeld aan de landschapsschilderkunst.

Ondersteunende diensten. Deze diensten hebben betrekking op de processen die het functioneren van ecosystemen ondersteunen. Het zijn dus diensten die nodig zijn voor de productie van de bovengenoemde drie categorieën ecosysteemdiensten. Deze baten zijn dus niet direct maar indirect van aard. Het gaat om bodemvorming, fotosynthese, nutriëntenkringloop en dergelijke. De Groot *et al.* (2010a) stellen voor deze categorie te laten vervallen omdat ze vooral betrekking heeft op ecosysteemfuncties of ecosysteemprocessen en niet zo zeer op ecosysteemdiensten (zie kader in paragraaf 3.1). In plaats daarvan stellen de auteurs zogeheten habitat/supportdiensten voor, waarbinnen onderscheid wordt gemaakt

tussen enerzijds kraamkamer- en migratiediensten en anderzijds diensten ten behoud van biodiversiteit. Achterliggende reden hiervoor is dat de auteurs het belangrijk achten dat kraamgebieden en gebieden die voor migratie belangrijk zijn een plek binnen de waarde-toekenning krijgen. Door het opnemen van diensten ten behoud van biodiversiteit wordt bovendien, aldus de auteurs, de intrinsieke waarde van biodiversiteit als ecosysteemdienst meegenomen.

Het geheel van regulerende en ondersteunende diensten wordt ook wel het life support systeem genoemd (Van der Voet *et al.*, 1996).

Stapeling van ecosysteemdiensten

Kenmerkend voor ecosysteemdiensten is dat één ecosysteem meer diensten kan leveren. Voor een bos, bijvoorbeeld, gaat het om CO₂-vastlegging, houtproductie, watervasthoudend vermogen, waterzuivering, invangen fijnstof, gelegenheid voor beleving (recreatie), en biodiversiteit. De combinatie (stapeling) van die diensten betekent een belangrijke meerwaarde en de biodiversiteit staat niet meer onder grote druk (zie ook Van Veen *et al.*, 2010). Van de diverse diensten die ecosystemen leveren, geven Harrison *et al.* (2010) een overzicht (tabel 1).

Tabel 1. Overzicht ecosysteemdiensten en de ecosystemen waaruit ze voortkomen (Bron: Harrison *et al.*, 2010).

MA category	Ecosystem service	Key contribution	Some contribution	No contribution	Poorly known
Provisioning services	Food and fibre	A, G, M, R	F, H, S, W		
	Timber/fuel/energy	A, F, M, R	G, H, S, W		
	Freshwater	F, M, R	G, H, W	A(-), S	
	Ornamental resources		A, F, G, H, M, R, W	S	
	Biochemicals/natural medicines		A, F, G, H, M, W	R	F, G, H, M, S, R, W
Regulating services	Genetic resources	F, G, H, M	A, R		A, F, M, S, R, W
	Pollination	A, F, G, H	M	S, R, W	A, F, M
	Seed dispersal	F	A, G, H, M, S, R, W		A, G, H, M, R, W
	Pest regulation	A, S	G, M	H, R	F, M, R, W
	Disease regulation		M, S	A(-), G, H, R	F, G, H, M, R, W
	Invasion resistance	G, H	F, S, W	A(-), R(-)	A, F, M, W
	Climate regulation	F, M, S, W	G, H, R	A(-)	A, F, W
	Air quality regulation	F, M		A(-), G, H, S, R, W	A
	Erosion regulation	F, M	G, H, S, R, W	A(-)	
	Natural hazard regulation	M, R, W	F, G, H, S	A	
	Water flow regulation	F, M, S, R, W	A, G, H	G	A
	Water purification/waste treatment	S, R, W	F, G, H, M	A(-)	A, G, M
	Cultural services	Spiritual and religious values		A, F, M, S, R, W	
Education and inspiration		F, G, H, M, R	A, W	S	A
Recreation and ecotourism		A, F, G, H, M, R, W	S		
Cultural heritage		A, G, H, M	F, S, R, W		F
Aesthetic values		F, G, H, M, R, W	A, S		
	Sense of place	A, G, H, M, R, W	F		F, S

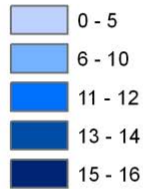
A Agro-ecosystems, F forests, G semi-natural grasslands, H heathlands/shrublands, M mountains, S soil systems, R rivers and lakes, W wetlands
If no documented evidence exists to support key/some contribution then this is indicated by an additional symbol in the 'poorly known' column. When an ecosystem as a whole has a negative impact on a service, this is indicated in the table by (-) after the letter representing the ecosystem

Hwt semi-kwantitatieve overzicht in tabel 1 laat zien dat één ecosysteem meerdere diensten levert en omgekeerd dat vrijwel alle diensten door meerdere systemen worden geleverd. Landbouwgebieden ('A' in tabel 1) leveren naast productiediensten (voedsel) ook regulerende diensten (bestuiving, plaagbestrijding) en culturele diensten (recreatie, cultuurhistorie). Bos- en natuurgebieden ('F' en 'G') leveren productiediensten (hout, water), een fors aantal regulerende diensten (klimaatregulatie, waterzuivering en -berging, plaagregulatie, erosiebeperking en bestuiving) en een breed scala aan culturele diensten (recreatie, cultuurhistorie, esthetische beleving, educatie en gebiedseigenheid).

De projectie van deze stapeling op Nederland (figuur 2) laat zien dat ecosysteemdiensten overal worden geleverd. Tevens valt op dat de meer natuurlijke gebieden (duinen, Wadden, Veluwe) de grootste stapeling kennen. Over de omvang van de ecosysteemdiensten geeft deze kaart overigens geen informatie.

Legenda

Aantal gestapelde ecosysteemdiensten



Figuur 2. Verspreidingsbeeld van aantal ecosysteemdiensten dat wordt geleverd, afgeleid uit de ligging van ecosystemen en toegekende ecosysteemdiensten. Gegevens van tabel 1 en de grondgebruiksk kaart zijn hier gecombineerd.

3.3 Aandachtspunten bij het gebruik maken van ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten zijn een aantrekkelijk concept om te gebruiken voor versterking van het besef dat we in ecosystemen leven en dat de wetmatigheden daarvan ook op ons van toepassing zijn. Dat besef zal bijdragen aan het duurzaam omgaan met onze leefomgeving.

Het is verleidelijk een beeld neer te zetten dat ecosystemen diensten leveren, die klaar liggen om er gebruik van te maken. Bij het verkennen van de mogelijkheden ervan is het goed om een aantal aspecten nader te beschouwen over wat ecosystemen zijn en wat het niet zijn. De uitgangspunten die in dit rapport worden gehanteerd en de overwegingen daarbij worden hierna uiteengezet.

3.3.1 Mens en ecosysteem

In dit rapport kijken we mensinclusief naar ecosystemen. De mens is daar een onderdeel van en de mens kan eigenstandig besluiten een kleinere of grotere rol in het functioneren ervan te vervullen. Voorafgaand aan de betere benutting van ecosysteemdiensten gaat de wens om het omgevingsgebruik duurzaam te maken (veelal duurzamer dan de huidige situatie). Een lonkend perspectief is dat de mens daarbij handiger dan nu gebruik zou kunnen maken van wat de omgeving ('het ecosysteem', 'het milieu') levert (namelijk, de ecosysteemdiensten).

Overwegingen

- Bij ecosysteemdiensten wordt soms gefocust op diensten die natuurgebieden leveren. Echter, diensten daarbuiten (landbouwgebieden en stedelijke gebieden) zijn ook aan de orde.
- Mensen zijn deel van het/een ecosysteem; wij beschouwen menselijke activiteiten (bijvoorbeeld landbouw) in beginsel als een investering om de productie van de diensten te maximaliseren dan wel te optimaliseren.
- Dit laat onverlet dat ecosysteemdiensten ook kunnen worden gezien als een handvat om de betekenis van het natuurbeleid te verbreden – natuurbeleid als *middel* om ecosysteemdiensten te realiseren, in plaats van als uiteindelijke *doel* om bijvoorbeeld de 'intrinsieke waarde' van natuur in stand te houden – of te integreren in ander beleid, daarbij handig gebruik makend van wat er is.
- Voor dit rapport is uitgangspunt het in beeld brengen van ecosysteemdiensten (en de maatschappelijke behoefte daaraan) en vervolgens te bezien waar die diensten kunnen worden geleverd. Dat kan in natuurgebieden zijn en daarbuiten.
- Belangrijk aandachtspunt is de duurzaamheid van het ecosysteem (inclusief externe werking/afwenteling). De bijdrage die betere benutting van ecosystemen aan duurzaamheid levert wordt bij de beoordeling meegenomen.

3.3.2 Natuurlijke versus technische oplossingen

Bij de uitwerking van ecosysteemdiensten wordt onderzocht in hoeverre een beter, actief en duurzaam gebruik ervan een aanvulling kan zijn op de technologische middelen bij het realiseren van maatschappelijke milieu-opgaven. De keuze wordt bepaald door beschikbaarheid technologische middelen en de kosten die benutting van ecosysteemdiensten met zich meebrengen. Het gaat dus niet om de inzet van louter natuurlijke oplossingen. Een zekere menselijke inbreng is onvermijdelijk. Zo wordt bij biologische plaagbestrijding volop gebruik gemaakt van de natuur, maar stuurt de mens dit aan door te zorgen voor een geschikte inrichting van het landbouwgebied (bijvoorbeeld door het versterken van de perceelsranden als habitat van plaagbestrijders).

Overwegingen

Bij het uitwerken van mogelijkheden om meer gebruik te maken van ecosysteemdiensten doet zich altijd de keuze voor om minder of meer technologische oplossingen te kiezen:

- Natuurgebieden zouden benut kunnen worden bij de ondersteuning van de plaagbestrijding in de open landbouwteelten. Wanneer inrichting en beheer van de natuurgebieden mede daarop worden afgestemd, worden ze daarmee object van beheersing voor voedselproductie wat ze minder natuurlijk, en meer mensbepaald, ('technologisch') maakt dan zonder benutting van die ecosysteemdienst het geval zou zijn.

In kassen gaat dit nog veel verder. Bij het bevorderen van biologische plaagbestrijding in kassen wordt van geavanceerde technologie gebruik gemaakt (detectie, inzetten gekweekte plaagbestrijders).

In beide gevallen is belangrijkste doel het verminderen van het gebruik van bestrijdingsmiddelen met maximale opbrengst van het doelgewas.

- Bij gebruikmaking van helofytenfilters voor reiniging van oppervlaktewater kunnen de dimensionering, de aan- en afvoercapaciteit, de omvang van het filter, keuze filterende soorten worden berekend en door de mens worden gereguleerd/gecontroleerd. Hoe die filters zich na aanleg ontwikkelen, welke soorten zich vestigen (natuurwaarde) en andere gebruiksmogelijkheden (recreatief medegebruik, belevingswaarde), wordt meer aan de spontane ontwikkeling overgelaten.

Een verdere vorm van vertechnologisering van reiniging is rioolzuivering. Daar wordt op grote schaal gebruik gemaakt van activiteiten van micro-organismen. Dit zou men ook als ecosysteemdienst kunnen beschouwen, onder strakke regie van de mens.

Belangrijkste doel is in beide gevallen: betere kwaliteit van het oppervlaktewater.

- Bestuiving, een belangrijke ecosysteemdienst, wordt in belangrijke mate uitgevoerd door de honingbij. Honingbijen komen in Nederland niet (meer) in het wild voor, maar worden gehouden door imkers. Zij zijn daarmee als huisdieren op één lijn te stellen met bijvoorbeeld de koe. Bij het houden van huisdieren komt de nodige technologie/menselijke activiteit om de hoek kijken. Bij bestuiving door wilde bijensoorten beperkt de ingreep zich tot het creëren van een geschikt habitat, in zekere zin een gradueel verschil met het houden van honingbijen.

Belangrijkste doel is: het doen plaatsvinden van bestuiving.

3.3.3 Omvang/duurzaamheid dienst en biodiversiteit

Ecosystemen en biodiversiteit worden vaak met elkaar in verband gebracht: hoe meer biodiversiteit, hoe beter (omvang, bedrijfszekerheid) de ecosysteemdienst is een wel geopperde veronderstelling (zie bijvoorbeeld ALTER-Net 2010). Dit verband geldt zeker niet in absolute zin: er zijn ecosystemen die 'van nature' soortenarm zijn en toch veel diensten leveren (denk bijvoorbeeld aan het waddengebied). Het gaat eerder om de ongestoordheid of compleetheid van het systeem, die de bedrijfszekerheid van de levering van ecosysteemdiensten bepaalt. Een compleet ecosysteem is meer bedrijfszeker dan een incompleet, verarmd ecosysteem.

In deze rapportage veronderstellen we geen *a priori* relatie tussen de kwantiteit aan ecosysteemdiensten en de biodiversiteit binnen dat ecosysteem (zie Van der Voet *et al.* 1996). Sterker, voor bepaalde ecosysteemdiensten kan een hoge biodiversiteit juist ongewenst zijn, bijvoorbeeld bij akkerbouwproductie waarbij onkruiden de gewasgroei onderdrukken of dragers van ziekten zijn.

Overwegingen

Al tientallen jaren is er discussie over de relatie tussen biodiversiteit en de stabiliteit van een ecosysteem. Een vergelijkbare discussie is ook ontstaan over de relatie tussen biodiversiteit en de mate waarin ecosysteemdiensten worden geleverd (zie bijvoorbeeld ALTER-Net 2010).

Een algemene positieve relatie ligt evenwel niet voor de hand. Enkele voorbeelden kunnen dit illustreren:

- Waterzuivering door helofytenfilters. Bij helofytenfilters wordt langsstromend oppervlaktewater gezuiverd door de in het waterlichaam voorkomende plantensoorten, met name helofyten. De zuiverende werking berust op mechanische filtering en op onttrekking van nutriënten ten behoeve van de groei. Bij de zuiveringswerking van helofyten leggen die soorten het meest gewicht in de schaal die het snelst groeien, dan wel het meest effectief filteren. Dit betreft slechts enkele soorten (Riet, Lisdodde). Verhoging van de diversiteit is niet nodig en niet praktisch als het gaat om maximalisatie van het waterzuiverend vermogen.
- Het benutten van het watervasthoudend/-bergend vermogen. Het waterbergend vermogen van een gebied alsmede de spreiding van de waterafvoer in de tijd wordt voor een belangrijk deel bepaald door de fysieke bodemkwaliteit, de begroeiingsstructuur en door de weerstand van het afvoersysteem tegen uitstroming (die kan worden versterkt door bijvoorbeeld meandering). Een één-op-één-verband tussen biodiversiteit en waterbergend vermogen is onwaarschijnlijk.

Bij andere ecosystemendiensten is er wellicht wel een positief verband met biodiversiteit:

- Functionele agrarische biodiversiteit. Het gaat hier om een conglomeraat aan functies binnen het landbouwecosysteem en de directe omgeving, die de productiefunctie ondersteunen, onder andere biologische bestrijding van schadelijke soorten, ziekteverend vermogen, nutriëntrecycling en bodemstructuur. Omdat het een groot aantal functies betreft, zijn er veel soorten bij betrokken. Daarbovenop zijn bij vele functies ook weer vele soorten betrokken. Het is daarmee waarschijnlijk dat hier wel een relatie ligt tussen de mate van dienstverlening en de biodiversiteit.
- Bestuiving. Productiegewassen als zacht en hard fruit zijn bestuivingafhankelijk. Op dit moment wordt voornamelijk met de honingbij bestoven. In toenemende mate treden hier complicaties op. De afhankelijkheid van deze ene soort zou parten kunnen gaan spelen. Vervanging door of aanvulling met wilde bestuivers (wilde bijensoorten, zweefvliegen) is mogelijk bij een adequate inrichting en beheer. Deze dienst wordt daarmee beter geborgd als er een grote biodiversiteit is.
- Genenpool. Het gaat hierbij om het laten voortbestaan van het totaal aan genendiversiteit, voor onder meer medische en landbouwkundige toepassingen. Voor deze dienst geldt per definitie dat die toeneemt met toenemende biodiversiteit.

3.3.4 Stapeling en functionaliteit

Veel ecosystemen kunnen meerdere diensten tegelijk leveren (gestapeld). Aan dit gestapeld leveren van diensten wordt een belangrijke betekenis toegekend (zie onder meer Harrison *et al.*, 2010 en Hendriks *et al.*, 2010). De betekenis van ecosystemen wordt pas duidelijk, als naar het geheel van alle diensten wordt gekeken. In deze rapportage kijken we in beginsel naar diensten maximalisatie (hoe meer het totaal aan ecosystemendiensten, hoe beter). Dat kan zijn per dienst en/of voor het totaal aan gestapelde diensten.

Overwegingen

- Kenmerkend voor ecosystemendiensten is dat één ecosysteem meer diensten kan leveren. Een bos: CO₂-vastlegging, houtproductie, watervasthoudend vermogen, waterzuivering, invangen fijnstof, gelegenheid voor beleving (recreatie), biodiversiteit. De combinatie/stapeling van die diensten betekent een belangrijke meerwaarde. Het is voor een goede afweging belangrijk die stapeling op een juiste en transparante wijze te waarderen. Dit is methodisch een complexe aangelegenheid, zie Willemen (2010), waarin op dit vlak een aantal stappen is gezet. Uit de exercitie die Willemen voor de Gelderse vallei deed, komt

naar voren dat bij toenemende stapeling het totaal aan diensten toeneemt, maar dat de hoeveelheid per dienst afzonderlijk afneemt. Dit los van monetaire aspecten.

- In de discussie over intensieve dan wel extensieve landbouw en overige maatschappelijke functies speelt ook een stapelingsvraag (ook wel aangeduid als het scheidings-verwevingsvraagstuk). De vraag is dan: is het voor de kwaliteit van het buitengebied als geheel beter om op een relatief klein oppervlak voedsel monofunctioneel in maximale hoeveelheden te produceren (dus 'ontstapeld' met vrijwel uitsluiting van andere ecosysteemdiensten) met daarbuiten veel ruimte voor natuur en andere ecosysteemdiensten, of om op een groter oppervlak op multifunctionele wijze voedsel te produceren, in combinatie met andere ecosysteemdiensten (dus gestapeld)? In het laatste geval rest minder areaal voor overig grondgebruik en de daaraan verbonden ecosysteemdiensten. Vanuit het concept van ecosysteemdiensten en stapeling zou het totaal van alle ecosysteemdiensten onder monofunctionele en multifunctionele gebiedsinrichting met elkaar moeten worden vergeleken (zie bijvoorbeeld Stortelder *et al.*, 2001 en Glendining *et al.*, 2009).

3.3.5 Afwenteling naar elders en in de tijd

In deze rapportage zal, waar dat relevant is, worden nagegaan of er bij benutting van ecosysteemdiensten in ons land sprake is van afwenteling naar elders of naar de toekomst. De beschrijving hiervan zal slechts in kwalitatieve termen worden gedaan.

Overwegingen

- Het (meer) benutten van ecosysteemdiensten kan ter plekke voordelen opleveren, maar ook gevolgen hebben voor andere gebieden. Wanneer gronden uit landbouwkundig gebruik worden genomen, omdat wordt gekozen voor andere ecosysteemdiensten dan voedselproductie, bijvoorbeeld waterberging en biodiversiteit, dan leidt dit tot een verkleining van de agrarische productie ter plekke. Dit kan een compenserende productieclaim elders tot gevolg hebben, en bijvoorbeeld leiden tot de ontginning van ongestoord natuurgebied in het buitenland. Hierdoor is het mogelijk dat het verlies aan biodiversiteit dáár groter is dan de winst aan biodiversiteit in ons land (door het uit productie nemen van landbouwgrond). De benutting van ecosysteemdiensten in ons land wordt dan afgewenteld op het buitenland en daar leiden tot een groter verlies. Deze negatieve gevolgen in het buitenland dienen expliciet te worden meegenomen bij de afweging ten aanzien van het al dan niet extensiveren van de voedselproductie in eigen land (zie bijvoorbeeld Glendining *et al.*, 2009).
- Omgekeerd kan door gebruik te maken van ecosysteemdiensten bepaalde afwentelings-effecten worden voorkómen. Het (beter) gebruiken van de natuurlijke bodemvruchtbaarheid en het toepassen van biologische plaagbestrijding kunnen bijvoorbeeld leiden tot een beperking van het kunstmest- en pesticidengebruik, met als gevolg een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater. Daardoor hoeven er minder kosten gemaakt worden voor het handhaven van de waterkwaliteit. In de slow-food beweging wordt veel belang gehecht aan het lokaal produceren van voedsel, zonder claims buiten het productiegebied (www.slowfood.nl).
- Naast ecosysteemdiensten bestaan er vaak minder duurzame alternatieven die op de korte termijn vanuit economisch oogpunt interessanter zijn dan ecosysteemdiensten. De kosten van deze alternatieven weerspiegelen echter niet de schade (externe effecten) die het gebruik ervan aan de leefomgeving toebrengt. Dit speelt op heel veel terreinen, zoals het uitputten van landbouwgrond, in plaats van het op duurzame wijze benutten van functioneel agrarische biodiversiteit.

4 De waarde en waardering van ecosysteemdiensten

4.1 Inleiding tot monetarisering

Een belangrijk motief bij de ontwikkeling van het concept ecosysteemdiensten is de behoefte om de waarde te laten zien die biodiversiteit voor de samenleving heeft. Waardering is per definitie een subjectieve aangelegenheid en wordt bepaald door het perspectief van waaruit wordt gewaardeerd, een absolute waardering bestaat niet. Deze waarde kan zeer verschillende vormen hebben, bijvoorbeeld plaagbestrijding en bestuiving in de landbouw, watervasthoudend vermogen en een bijdrage aan de menselijke gezondheid (Van den Berg, 2009). Dit zijn zeer ongelijksoortige baten, die alle eigen – fysieke – waarderingsmaatlaten vergen.

Ondanks, of juist vanwege deze verscheidenheid in maatlaten, bestaat de wens de waarde uit te drukken in een uniforme waarderingsmaat. Monetaire waardering (ofwel monetarisering) speelt hierin een belangrijke rol en krijgt in de wetenschap en beleid op dit moment toenemende aandacht (zie TEEB, 2009; 2010; Ten Brink, 2011). De veronderstelling is dat ecosysteemdiensten hiermee het meest effectief een stevige plaats in het beleid zullen krijgen. Monetariseren is aantrekkelijk omdat het uiteindelijk een eendimensionale afweging – via een Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA) – mogelijk maakt: alle kosten en baten kunnen in geldwaarde met elkaar worden vergeleken⁴.

Maar er kleven ook risico's aan, want veel ecosysteemdiensten lopen niet via de markten; kwantificering in geldtermen is daardoor veelal moeilijk, of tenminste arbitrair. Bovendien bestaat er de zogeheten waarde-paradox: het 'prijskaartje' dat door monetarisering aan een ecosysteemdienst kan worden opgehangen is lang niet altijd hetzelfde als de waarde die de dienst vertegenwoordigt. Adam Smith, grondlegger van de moderne economische wetenschap, wees er al op dat zoiets als water bijzonder waardevol, want van levensbelang is, terwijl het 'prijskaartje' dat aan water wordt gehangen doorgaans niet hoog is. Dit in tegenstelling tot de hoge prijzen die voor diamanten worden neergeteld, terwijl de 'gebruikswaarde' van een dergelijke edelsteen bijzonder laag is, en zeker niet te vergelijken is met die van water.

We kunnen daarmee vooraf stellen dat het niet verstandig lijkt om monetarisering exclusief te hanteren, maar inclusief, in combinatie met andere waarderingsmaten. Want ecosysteemdiensten zijn weliswaar gekoppeld aan baten, maar dit hoeft niet per definitie te betekenen dat deze baten altijd in geld worden uitgedrukt. Dat wil zeggen, de baten hebben een bepaalde waarde voor de maatschappij, en deze waarde kan in geldelijk eenheden, maar ook in ecologische eenheden of sociale eenheden worden uitgedrukt. Zo kan bijvoorbeeld de maatschappelijke waarde van een ecosysteemdienst worden verbonden aan het aantal huishoudens dat afhankelijk is van een dienst, de werkgelegenheid die verbonden is aan een dienst, of het aantal rode lijst soorten in een gebied. De baten van een ecosysteem kunnen dus uiteenlopende maatschappelijke waarden creëren, en deze waarden zijn gelijk aan de bijdrage van ecosysteemdiensten aan de maatschappelijke welvaart.

⁴ Meer specifiek: monetarisering draagt bij aan het vertalen van de fysieke effecten van een project (bijvoorbeeld de aanleg van een snelweg), zoals bepaald in een milieu effect rapportage (m.e.r.) naar welvaartseffecten zoals opgenomen en uitgerekend in een MKBA.

Hieronder bespreken we de mogelijkheden en valkuilen van waardering via monetaarisering en geven vervolgens kort weer welke alternatieve besluitvormingsinstrumenten er zijn wanneer monetaarisering niet of nauwelijks mogelijk is.

4.2 Methoden van en motieven voor monetaire waardering

Ecosysteemdiensten worden ongevraagd en vaak 'onzichtbaar' geleverd en zijn daarmee ogenschijnlijk vanzelfsprekend. Doordat veel ecosystemen het karakter van een publiek goed hebben, en niet toegeëigend kunnen worden, bestaat het gevaar van weinig individuele motivatie om er duurzaam mee om te gaan. Er bestaat vaak geen marktprijs voor deze diensten en de betalingsbereidheid voor veel diensten is door de vanzelfsprekendheid ervan laag. Water, bijvoorbeeld, is er toch in overvloed?

Marktprijzen vormen één manier om inzicht te krijgen in de geldelijke waarde van ecosysteemdiensten. Daarnaast zijn er nog verschillende andere methoden beschikbaar. Tezamen vormen ze de volgende vier categorieën van monetaariseringmethoden:

- (i) marktprijzen;
- (ii) daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren ('*revealed preferences*');
- (iii) gevraagde voorkeuren ('*stated preferences*'); en
- (iv) kosten-benadering (waaronder de vermeden kostenmethode en de productiefactormethode)⁵.

Deze staan beschreven in vele publicaties (bijvoorbeeld Ruijgrok *et al.*, 2004; Van der Heide *et al.*, 2006). Elke methode, hoe wetenschappelijk onderbouwd ook, heeft zijn voor- en nadelen (zie bijvoorbeeld Diamond en Hausman, 1993; 1994; Bateman *et al.*, 2002; Stolwijk, 2004; Vatn, 2004). Welke methode het best toegepast kan worden, wordt mede bepaald door de aard van de te waarderen diensten. Productiediensten (voedsel, hout) zijn relatief eenvoudig via marktprijzen te waarderen, terwijl de waarde van culturele diensten (zoals beleving en esthetiek) beter door de methode van gevraagde voorkeuren is te achterhalen (tabel 2).

Tabel 2. De geschiktheid van de vier categorieën waarderingmethoden per categorie ecosysteemdienst (gebaseerd op Pascual *et al.*, 2010).

	Categorie dienst:			
	Productie	Regulerende	Culturele	Ondersteunende
Methode				
Marktprijzen	+	+/-	+/-	-
Geopenbaarde voorkeuren	+/-	-	+	+/-
Gevraagde voorkeuren	-	-	+	+
Kostenbenadering	+	+	-	+/-

Verder is bij monetaarisering en de keuze van de waarderingmethode, de context van belang. Welk doel wordt er met de monetaarisering nagestreefd? Slootweg en Van Beukering (2008)

⁵ Het gebruiken van kosten om daarmee de baten van ecosystemen te achterhalen heeft iets tegenstrijdigs. Het impliceert namelijk dat hoe hoger de kosten, bijvoorbeeld voor het voorkómen van milieuvervuiling, hoe hoger de baten. Waar het bij de kostenbenadering echter vooral om gaat is om schaduwrijzen, dat wil zeggen, de kosten die moeten worden gemaakt als negatieve milieu- of natuureffecten op een alternatieve (technologische) wijze zouden worden bestreden. Deze schaduwrijzen zijn gebaseerd op de kosten voor het behalen van milieu- of natuurdoelstellingen. Het vastleggen van CO₂ door een nieuw aan te leggen bos is dus niet iets kosteloos: het kan worden geprijsd als het geld dat wordt uitgespaard doordat dankzij het nieuwe bos minder ondergrondse CO₂-opslag nodig blijkt.

geven vier motieven voor het in geld uitdrukken van ecosysteemdiensten (zie ook Pearce, 2001; Turner *et al.*, 2003):

- (i) *Signalering*. Monetaire waardering om het economisch belang van ecosysteemdiensten te onderstrepen, vaak met als uiteindelijk doel 'duurzame ontwikkeling' te stimuleren (zie bijvoorbeeld Braat en Ten Brink, 2008). Hier zijn de eisen voor nauwkeurigheid van de berekende waarden relatief laag, het gaat om de orde van grootte die agendering van ecosysteemdiensten op de politieke agenda rechtvaardigt.
- (ii) *Besluitvorming*. Monetaire waardering ter ondersteuning van het beleid, bijvoorbeeld voor het onderbouwen van de allocatie van schaarse middelen over verschillende doelen (zie bijvoorbeeld Nunes en Van den Bergh, 2002; 2004; Ecorys en Witteveen+Bos, 2007). Hier zijn de eisen voor nauwkeurigheid van de berekende waarden hoger dan bij de *signalering* omdat er tussen doelen moet kunnen worden afgewogen.
- (iii) *Schadeberekening*. Monetaire waardering als hulpmiddel om de schade te berekenen die aan een ecosysteem is toegebracht, bijvoorbeeld door olierampen met tankers (zie bijvoorbeeld Carson *et al.*, 1992; Cesar en Van Beukering, 2004). Hier zijn de nauwkeurigheidseisen zeer hoog omdat de berekende bedragen toereikend (niet te hoog of te laag) moeten zijn om de schade te herstellen. Hierbij gaat het overigens vaak niet alleen om kosten verbonden aan het schoonmaken van het ecosysteem, maar ook om de inkomensschade die derden ondervinden doordat het ecosysteem bepaalde diensten niet meer levert.
- (iv) *'Duurzaamheidsfinanciering'*. Monetaire waardering ter bepaling van het wenselijke belastings- of heffingsniveau om een duurzaam gebruik van ecosysteemdiensten te realiseren (*Payment for Ecosystem Services*, zie bijvoorbeeld Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2007). De vereiste nauwkeurigheid hangt af van de beoogde werking: het genereren van corrigerende prikkels (vgl. *signalering*) of het genereren van inkomsten die toereikend moeten zijn om eventuele schade aan het ecosysteem te herstellen (vgl. *schadeberekening*).

In het navolgende gaan we nader in op het tweede motief ('besluitvorming'), vooral omdat monetarisering hiertoe vaak (zo niet, het vaakst) wordt ingezet (zie bijvoorbeeld TEEB, 2008; 2009; Ruijgrok *et al.*, 2004 en Ruijgrok, 2006). Om de besluitvorming te ondersteunen, wordt in Nederland veelal gebruik gemaakt van Maatschappelijke Kosten-Baten Analyses (MKBA), waarbij het doel is om alle effecten van een beleidsmaatregel in euro's uit te drukken. Dat laatste is voor besluitvormers aantrekkelijk: het biedt de mogelijkheid om alle ecosysteemdiensten via één maat – namelijk geld – uit te drukken en af te wegen tegen andere belangen, zoals economische bedrijvigheid. Voor een volwaardige MKBA is in beginsel vereist dat alle effecten van een beleidsmaatregel op ecosystemen tezamen met hun waarden goed in kaart worden gebracht. In de praktijk blijkt dat bijzonder moeilijk te zijn en wordt vaak slechts een deel van de effecten monetair gewaardeerd, worden grove kentallen toegepast om waardes te schatten, of worden effecten waarvoor monetarisering niet mogelijk is als p.m.- post opgenomen (Van der Heide en Ruijs, 2010).

4.3 Valkuilen van waardering

De reden dat monetaire waardering in de praktijk – ondanks de hierboven genoemde voordelen – vaak niet wordt toegepast, is dat er forse haken en ogen zitten aan het in geld uitdrukken van de baten van natuur. Valkuilen die zich voordoen zijn:

- (i) Monetaire waardering is een arbitraire aangelegenheid, wanneer het wordt toegepast als maatstaf om preferenties voor niet-markt goederen in uit te drukken (zie Stolwijk, 2004).
- (ii) Het blijkt dat antwoorden op vragen over voor onderzoek gefingeerde situaties – zoals in de methode van gevraagde voorkeuren aan de orde is – structureel en significant anders

zijn dan antwoorden op vragen in een echte marktsituatie (Cummings *et al.*, 1997; Bulte en De Zeeuw, 2002).

- (iii) De huidige waarderingsmethoden zijn slechts geschikt om bij kleine (systeem)-veranderingen het verschil in waarde te bepalen. Bij omvangrijke wijzigingen veranderen ook schaarsteverhoudingen en daarmee de waarderingsbasis van de ecosysteemdiensten.
- (iv) Ecosystemen zijn complex. Het is moeilijk een compleet overzicht te genereren van alle diensten die een ecosysteem levert en van de plekken waar die diensten worden geleverd. Processen zijn moeilijk voorspelbaar en vertonen niet-lineair gedrag. Door de waarde van ecosysteemdiensten in één dimensie (geld) uit te drukken, gaat de relatie met deze complexiteit verloren. Wanneer monetaarisering wordt ingezet als sturend instrument (bijvoorbeeld door het te baseren op herstellkosten), en de werking van het ecosysteem niet goed wordt doorzien, leidt dit tot schijnbeheersing.

Het is de vraag hoe bepalend deze valkuilen zijn. De economen Diamond en Hausman (1994) stellen in dit verband de retorische vraag "is any number better than no number?" Hoe dan ook, het is goed te realiseren dat het ondersteunen van besluitvorming niet exclusief of per se via monetaarisering en MKBA hoeft te gebeuren. Alternatieve besluitvormingsinstrumenten zijn:

- (i) Multicriteria-analyse (MCA): alle effecten van een maatregel (zoals de effecten van een snelweg door een natuurterrein) kunnen tot aan het eind van de besluitvorming meegenomen worden in hun eigen dimensie (euro's, reistijdwinst, toe- of afname van ecosysteemdiensten, etc.). In de besluitvorming moeten al deze dimensies bijeengebracht worden en worden bepaald hoe ze zich tot elkaar verhouden (Janssen en Munda, 1999; Vreke en Van Mansfeld, 2000).
- (ii) Kosten-effectiviteitsanalyse (KEA): hiermee wordt aangegeven wat het kost om een bepaald effect (bijvoorbeeld een ecosysteemdienst) te realiseren, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is. De kosten worden hierbij in euro's uitgedrukt, maar de te realiseren effecten kunnen in hun eigen dimensie worden weergegeven (Van der Heide, 2005). Een goed voorbeeld van de toepassing van KEA is de kaderrichtlijn water (Reinhard *et al.*, 2007). Deze benadering vergt wel dat het beoogde effect maatschappelijke baten betreft. Anders wordt een onvolledige Kosten-Baten Analyse uitgevoerd.

Alternatieven voor monetaarisering zijn echter niet voor alle vier de motieven voorhanden (bijvoorbeeld niet in geval van 'schadeberekening' of 'duurzaamheidsfinanciering'). Concluderend kan daarom worden gesteld dat de betekenis van monetaariseren afhankelijk is van het doel dat ermee wordt nagestreefd. Als het doel 'signalering' is, dan kan monetaarisering een krachtig en communicatief instrument zijn, te meer daar de eisen aan nauwkeurigheid hiervoor relatief laag zijn ("money speaks louder than words"). Bij 'besluitvorming', het maken van beleidskeuzes met afweging tussen doelen met MKBA's, kan monetaarisering onder voorwaarden werken. De praktijk van MKBA's in Nederland laat echter zien dat het tot dusver lastig is gebleken om aan ecosysteemdiensten betrouwbare, geldelijke waarden toe te kennen, met als gevolg risico op een niet-evenwichtige besluitvorming (zie bijvoorbeeld Bos en Vogelzang, 2010). Alternatieve benaderingen zoals de hierboven genoemde MCA of KEA verdienen dan de voorkeur. Voor 'schadeberekening' en 'duurzaamheidsfinanciering' tenslotte, kan economische waardebeoordeling helpen om de 'prijs' te bepalen die leidt tot het gewenste beleidsdoel. Die moet dan wel met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd – óók voor het bepalen van de hoogte van financiële prikkels.

Overigens zij herhaald dat waardering per definitie een subjectieve aangelegenheid is, een absolute maatlat bestaat niet. De beperkingen van monetaire waardering moeten ook in dat licht worden gezien.

5 Enkele ecosysteemdiensten nader verkend (Samenvatting)

5.1 Uitgangspunten

In dit hoofdstuk en de daarbij behorende bijlagen wordt op een aantal ecosysteemdiensten wat dieper ingegaan om meer concreet zicht te krijgen op de mogelijkheden van betere benutting. Omdat het in het kader van dit project niet doenlijk is om alle ecosysteemdiensten even diepgaand te behandelen focussen we op die diensten waarvoor het in de rede ligt dat de overheid in het huidige tijdsgewricht een grote betrokkenheid heeft. Daarvoor lijken in de eerste plaats regulerende diensten interessant. Immers, regulerende diensten zijn in veel gevallen nauw verbonden met de kwaliteit van onze leefomgeving (o.a. water- en bodem- en luchtkwaliteit, klimaat). Voor de handhaving van deze kwaliteit is voor de overheid een belangrijke rol weggelegd, zowel bij het formuleren van de kwaliteitseisen als voor het ontwerpen van de regelgeving. Het handhaven van de kwaliteit van de leefomgeving is een belangrijk aspect van duurzaamheid. Bij de productiediensten is de rol van de overheid wat kleiner. Bij het 'exploiteren' daarvan is voor de marktpartijen een belangrijke rol weggelegd. De overheid heeft daar wel een belangrijke taak bij het formuleren van voorwaarden, opdat deze exploitatie op duurzame wijze gebeurt. De culturele diensten ten slotte vormen een tussencategorie, waar zowel marktpartijen als overheden een rol spelen. Om die reden leggen wij een focus bij de regulerende diensten. Daarnaast maken we een uitstapje naar productie- en culturele diensten die nauw met de behandelde regulerende diensten zijn verbonden.

Zoals al eerder aangegeven is bij het verkennen van de mogelijkheden van betere benutting van ecosysteemdiensten van belang een beeld te hebben van de maatschappelijke opgaven aan de oplossing waarvan ecosysteemdiensten kunnen bijdragen. In algemene termen zijn de opgaven waar wij ons op gaan richten:

- Het verkrijgen van voldoende water (kwalitatief en kwantitatief)
 - Drinkwater
 - Oppervlakte- en grondwater (inclusief veiligheid)
- Het realiseren van een schone en duurzame voedselproductie
 - Landbouw
 - Visserij
- Het verkrijgen van een stabiel klimaat, dan wel de gevolgen van een veranderend klimaat opvangen.

En meer algemeen, verweven met het bovenstaande geldt:

- Het realiseren van een omgeving die bijdraagt aan het welbevinden van mensen, in de ruimste zin van het woord

In het vervolg van dit hoofdstuk en de daarbij behorende bijlagen is er voor gekozen om de daaraan verbonden diensten als cluster te verkennen. Achtereenvolgens worden behandeld de watergerelateerde ecosysteemdiensten, de voedselgerelateerde ecosysteemdiensten en de klimaatgerelateerde ecosysteemdiensten.

Bij de verkenning worden per ecosysteemdienst de volgende aspecten onderscheiden:

- algemene beschrijving van de dienst;
- omvang van de dienst en een aanduiding van de gebieden waar de dienst wordt geleverd. (zo mogelijk kaartbeelden); de verwevenheid met andere ecosysteemdiensten; diensten die gestapeld met onderhavige voorkomen;

- waarde en waardering van de dienst, zo mogelijk in monetaire termen;
- concluderende opmerkingen: wat zijn de perspectieven voor betere benutting van de ecosystemendienst, en hoe relevant zijn ze bij het oplossen van maatschappelijke opgaven?

5.2 Watergerelateerde ecosystemendiensten

5.2.1 Algemeen

Water is een basisgrondstof voor leven. In het stelsel van ecosystemendiensten komen we het op verscheidene plekken tegen. In de eerste plaats als productiedienst voor directe consumptie in de vorm van drinkwater voor onszelf en als grondstof voor plantaardige en dierlijke voedselproductie. In de tweede plaats als ondersteunende dienst waarbij water een medium is voor processen. Dit kan zeer verschillende vormen aannemen: als medium voor aanvoer van nutriënten (plantenwortels), als medium voor afvoer van afvalstoffen (riolering, koelwater) en als transportmedium (scheepvaart). In de derde plaats komen we water tegen als culturele dienst als deel van onze omgeving met belangrijke religieuze/cultuurhistorische waarden met grote recreatieve betekenis. Ook zijn met water belangrijke veiligheidsvraagstukken verbonden (overstromingen). Hoewel water zelf een abiotische stof is, spelen ecosystemen een belangrijke rol bij de regulering van de daarmee verbonden diensten. Daarom komen we water ook tegen bij de regulerende diensten.

Het voorkomen van water en de betekenis ervan zijn zo veelvormig dat een systematische behandeling daarvan binnen het concept van ecosystemendiensten gemakkelijk als kunstmatig en geforceerd overkomt. Dit wordt nog versterkt door het feit dat de diverse functies van water innig met elkaar zijn vervlochten. Het zij zo. Wat we in deze rapportage nastreven is de verschillende facetten van water als ecosystemendienst voor het voetlicht te brengen en aanknopingspunten voor verbeteringen in de benutting van ecosystemendiensten te schetsen. Waar mogelijk zullen we daarbij ook aan stapeling van de diensten geven.

Achtereenvolgens worden behandeld:

- drinkwater als productiedienst;
- waterkwantiteitregulatie (veiligheid); opslag van water (piekberging);
- waterkwaliteitregulatie, zuivering van water.

5.2.2 Water voor huishouden, landbouw en industrie

Inzichten

- (1) De zogenaamde woeste duingebieden zijn sinds halverwege de 19^e eeuw als bron van veilig drinkwater herkend en geëxploiteerd.
- (2) Van de totale hoeveelheid water die Nederland in komt (rivieren, neerslag), worden enkele procenten voor huishouden, landbouw en industrie gebruikt. Toch zijn de grenzen van het productievolume in zicht (met name vanwege toepassing in de landbouw): goed water is een schaars product.
- (3) Water als basis voor leven is onmeetbaar waardevol, maar de prijs is zeer bescheiden. Voor drinkwater hangt de prijs zeer sterk af van de vorm en plaats waar het wordt aangeboden, via het leidingnet of gebotteld. De literprijs varieert van € 0.0015 tot € 6.00, ofwel 1:4000.
- (4) Natuurgebieden vormen een interessante productiecategorie waarin waterwinning met andere ecosystemendiensten kan worden gecombineerd. De geschiedenis laat een opmerkelijk verloop zien: na een periode van roofofbouw waarin de ecosystemendienst waterwinning is uitgeruild ten koste van andere diensten (recreatie en biodiversiteit), is waterwinning nu meer gelijkwaardig aan de andere ecosystemendiensten die door het winningsgebied worden geleverd. Een groot deel van de waterzuivering vindt technologisch

plaats. Een belangrijke en blijvende 'waterfunctie' van natuurgebieden zoals de duinen is de calamiteitsvoorraad die ze herbergen. In tijden van nood, zoals een grote lekkage of uitval van een zuiveringscentrale, kan hier een beroep op worden gedaan.

Boodschappen en perspectief

- (1) Waterwinning is een ecosysteemdienst waarvoor vele gebieden een functie hebben, onder andere natuurgebieden en poldergebieden.
- (2) Duurzaamheid van waterwinning is niet vanzelfsprekend. Er zijn diverse gebieden waar waterwinputten onbruikbaar zijn geworden vanwege vervuiling van het grondwater (bijvoorbeeld bemesting) en uitputting van de voorraad.
- (3) Opvallend is dat bij de waterproductie wat betreft de kwaliteit slechts beperkt rekening wordt gehouden met toepassingswijze (drinkwater, doorspoelwater, beregeningswater, koelwater). Maatwerk in kwaliteit (door deze te koppelen aan de gebruikswijze) kan de kwantiteitsknelpunten, de productiekosten en de onbedoelde neveneffecten (overexploitatie van natuurgebieden) aanzienlijk verkleinen.
- (4) Gemiddeld is consumentenprijs bescheiden en staat in geen verhouding tot essentiële belang ervan voor levensfuncties.
- (5) Het vervuiler-betaalt principe is bij belasting van het grond- en oppervlaktewater – buiten de verplichting die de generieke regelgeving oplegt – niet doorgevoerd. Vanuit de ecosysteemdiensten benadering is het logisch om dit wel te doen. Immers, een potentiële dienst wordt door de vervuiler onbruikbaar gemaakt en tegen (hoge) kosten – die door anderen wordt betaald – weer bruikbaar gemaakt. Met het operationaliseren van de Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt hiermee een begin gemaakt.
- (6) Waterwinning is tot op zekere hoogte goed stapelbaar met biodiversiteit (natuurdienst) en recreatie. Deze functies kunnen elkaar zelfs versterken: water uit natuurgebieden straalt zuiverheid uit en natuurgebieden met waterwinning onderstrepen de maatschappelijke betekenis van natuur. Dit beeld is ook wat de huidige waterwinners uitdragen (VEWIN, 2010). Een klein percentage van wat de consument aan duinwaterbedrijven betaalt voor het leidingwater uit de kraan, wordt besteed aan (natuur)onderhoud en -bescherming van de duinen.

Uitwerking: Bijlage 1

5.2.3 Waterbergend vermogen

Inzichten

- (1) Vasthouden en bergen van water als ecosysteemdienst is met name in de hoger gelegen delen van Nederland voor de hand liggend (beekdallandschappen). De cultuurtechnische ingrepen uit het verleden, hebben het waterbergend vermogen van het landschap sterk aangetast. De positieve effecten van de versnelde waterafvoer zijn in de loop der tijd overschaduwde door de negatieve kanten ervan. Het veranderende klimaat, het veranderende agrarische gebruik en de toegenomen bebouwing (verharding) zijn hier debet aan.
- (2) Daarnaast is recuperatie van de waterbergingsfunctie (sponswerking) van landbouwgrond in het lager gelegen, vlakke Nederland belangrijk om piekafvoeren af te vlakken. Deze sponswerking is afhankelijk van het organisch stofgehalte van de bodem, en ondersteunt op haar beurt andere bodemfuncties (stapeling).
- (3) In de lager gelegen delen van Nederland is waterberging (als bescherming tegen het overstromen van bebouwd gebied) nu veelal aangewezen op landbouwpolders die voor tijdelijke opslag kunnen worden gebruikt. Lokaal worden ecosysteemdiensten dan tijdelijk tegen elkaar uitgeruild (voedselproductie-waterberging). Voornaamste doel van deze voorziening is minimalisering van de economische schade (landbouwproductie versus stedelijk gebied).

- (4) In beekdalen wordt vasthouden en berging van water bevorderd door middel van minder diepe insnijding van de beken, meer meandering en toename van hoogopgaande begroeiing in de beekdalen. Water wordt dan (a) minder water uit een gebied afgevoerd, (b) tijdelijke geborgen en is daardoor langer in een gebied beschikbaar. Tegelijk is er minder erosie en kan de kwaliteit van het water worden verbeterd.
- (5) Waterberging is goed stapelbaar met andere ecosysteemdiensten. Waterberging betekent geen exclusieve beslaglegging op ruimte in de zin dat daar geen andere functies mogelijk zijn. Met waterconservering, bijvoorbeeld, wordt een dubbel doel gerealiseerd: het levert een retentie-capaciteit op waarmee in het natuur verdroging kan worden tegengegaan en voor de landbouw water beschikbaar is in droge perioden. De natuur- en landbouwfunctie worden dus beide versterkt met deze waterretentie.
- (6) De belangrijkste baten van waterberging zijn de vermeden schade aan woningen, bedrijven, landbouw en infrastructuur (in de randstad oplopend tot 300 miljard euro). Bovendien kan waterberging recreatieve baten opleveren, waardevolle natte natuur mogelijk maken, en het gevoel van veiligheid doen toenemen. Hier tegenover staat kosten vergroten van het waterbergend vermogen, voornamelijk voor het ongedaan maken van eerder aangelegde cultuurtechnische werken. Voor het beekdallandschap in Limburg, bijvoorbeeld, worden de kosten geraamd op 900 miljoen euro.
- (7) Cultuurtechnische ingrepen die in het verleden zijn uitgevoerd, hebben het waterbergend vermogen van het landschap sterk aangetast. De beoogde positieve effecten van de versnelde waterafvoer zijn in de loop der tijd overschaduw door de negatieve kanten ervan. Het veranderende klimaat, het veranderde agrarische gebruik en de toegenomen bebouwing (verharding) zijn hier debet aan. Een voorbeeld uit Limburg laat zien dat waterberging als ecosysteemdienst in het bekenlandschap een aantrekkelijke oplossing kan bieden voor problemen met water.

Boodschappen en perspectief

- (1) Het vergroten van het waterbergend vermogen van beekdalen pakt in hoofdzaak gunstig uit voor zowel de landbouwkundige functie (productiedienst) als de natuurfunctie (biodiversiteit). Ook andere ecosysteemdiensten (recreatie, cultuurhistorie) kunnen er door worden versterkt. Dat neemt echter niet weg dat, wanneer beken weer volop mogen meanderen en er inundatiegebieden worden aangewezen, er in sommige gebieden ook verliezers (o.a. in de landbouw) zijn. In deze gebieden gaat de keuze voor de ene ecosysteemdienst ten koste van de ander.
- (2) Opmerkelijk is dat er voor de situatie zoals die in Limburg is, geen of nauwelijks alternatieven voorhanden zijn om de gewenste waterbergingscapaciteit te realiseren. Verdergaande cultuurtechnische maatregelen zijn zeer kostbaar, komen maar gedeeltelijk aan de wateropgave tegemoet en/of hebben ongewenste neveneffecten.
- (3) De kosten die met waterretentie zijn gemoeid, zijn op dit moment moeilijk te schatten, al zullen ze op landelijk niveau substantieel zijn (honderden miljoenen). Het is te verwachten dat door slim gebruik te maken van ecosysteemdiensten (met name inrichting beekdalen, benutten natuurgebieden en bevorderen organisch stofgehalte van de akkerbodem) de kosten belangrijk kunnen worden beperkt en waterretentie voor een belangrijk deel kan worden ingepast in het bestaande gebruik.
- (4) Bij innovatieve ontwikkelingen waarbij nieuwe waterberging worden ontwikkeld voor combinatie van waterberging met woningbouw en landbouw, ontstaan nieuwe ruimtelijke perspectieven en zal tevens de kosten-baten verhouding verschuiven. Belangrijk aspect is ook de ontwikkeling van mechanismen waarbij de baten ten goede komen van marktpartijen die de investeringen (kosten) doen.

Uitwerking: Bijlage 2

5.2.4 Waterzuiverend vermogen van oeverstroken en zuiveringsmoerassen

Inzichten

- (1) Helofytenfilters en rietmoerassen kunnen effectief zijn voor nutriëntenverwijdering. De werking is sterk afhankelijk van lokale omstandigheden (grondsoort, landschappelijk reliëf, oeverprofiel, ontwateringsdiepte ed) en het beheer. De effectiviteit kan variëren van 25-90%. Hoge effectiviteit is afhankelijk van o.a. regelmatige, gedoseerde wateraanvoer, goed beheer en onderhoud. (Goed ontwerp en zorgvuldig beheer).
- (2) De belangrijkste werking van een als buffer beheerde oeverzone is vermindering van de hoeveelheid mest en bestrijdingsmiddelen die in de slootkantzone terecht komen.
- (3) De zuiverende werking is generiek. Met het gericht toepassen van oeverstroken en helofytenfilters voor een effectief kwaliteitsbeheer is een aanzienlijk areaal gemoeid. Om landelijk aan de KWR-eisen te voldoen, is een oppervlak nodig van naar schatting 70.000 ha aan natte oeverstroken en 116.000 ha aan helofytenfilters.
- (4) Combinatie van helofytenfilters met waterberging ligt voor de hand, maar vraagt om een uitgekiend ontwerp en beheer. Bij onjuiste uitvoering kan het zuiverend vermogen teniet worden gedaan en er juist een uitstoot van nutriënten plaatsvinden.
- (5) De natuurwaarde van helofytenfilters zal met name moeras- en rietvogels betreffen en mogelijk amfibieën. Een goed functionerend helofytenfilter is per definitie eutroof en daarmee de vegetatie soortenarm, met een bescheiden natuurwaarde.

Boodschappen en perspectief

- (1) Helofytenfilters en oeverstroken hebben een generiek zuiverende werking voor zowel stikstof als fosfaat. De afhankelijkheid van lokale omstandigheden maken dat zorgvuldige locatiekeuze, ontwerp aanleg en beheer van groot belang zijn voor optimalisatie.
- (2) De mogelijkheden voor stapeling met andere ecosysteemdiensten lijken op het eerste gezicht bescheiden. Helofytenfilters vergen aanzienlijke technologische begeleiding ofwel directe menselijke bemoeienis; de ruimte voor spontane processen is beperkt.
- (3) Gericht onderzoek kan inzichtelijk maken wat de mogelijkheden voor stapeling zijn en daarmee ruimere toepassing interessant maken.
 - Randvoorwaarden voor de combinatie met waterretentie dienen goed in beeld gebracht te worden omdat dit de toepasbaarheid sterk kan beïnvloeden.
 - Een interessant perspectief lijkt het benutten van riet voor oa. energieopwekking (in het kader van reductie CO₂-emissie). De eerste bevindingen in onderzoek Lankheet zijn bemoedigend, maar laten zien dat kosten- en batenverhouding tussen de jaren sterk kunnen wisselen (Meerburg *et al.*, 2010; De Blaeij en Reinhard, 2008).
 - Wat betreft natuurwaarde: goed werkende oeverstroken en helofytenfilters zijn per definitie eutroof en herbergen daarmee – zeker botanisch – beperkte natuurwaarde. Voor riet- en moerasvogels bieden ze evenwel wel potenties.
 - Oeverstroken als bemestingsvrije buffer tussen landbouwperceel en watergang (met als hoofddoel beperking van mestinworp in oppervlaktewater) kunnen wel een aanzienlijke natuur- en belevingswaarde hebben (botanisch, vogels, amfibieën).
 - Helofytenfilters kunnen recreatieve belevingswaarde hebben, mits goed ingepast in het landschap.

Uitwerking: Bijlage 3

5.3 Voedselgerelateerde ecosysteemdiensten

5.3.1 Algemeen

De productie van voedsel drukt een zwaar stempel op het gebruik van onze omgeving. Van de menselijke activiteiten op aarde is dat wellicht de meest bepalende. Op wereldschaal is circa 40% van het landoppervlak daarvoor in gebruik (Monitor duurzaam Nederland), in ons land is zo'n 60% in gebruik voor de landbouw (CBS, 2011). Daarnaast gebruiken we ook de zoete en zoute wateren voor voedselvergaring, namelijk voor visvangst.

Voedselproductie betekent dat we ecosystemen omvormen ten einde de oogst aan benutbare gewassen en dieren maximaliseren en dit tegen zo laag mogelijke kosten. In de praktijk houdt dit in dat gebieden voor landbouw worden ingericht. Gewenste soorten worden daarin bevoordeeld en ongewenste worden verwijderd, omstandigheden (water, voedingsstoffen) worden aan de eisen van de te telen soorten aangepast. Hiervoor wordt een keur aan middelen gebruikt. Voedsel staat in de indeling van de MEA als *provisioning service* (productiedienst), maar er zijn tal van ecosysteemdiensten die met voedsel zijn gerelateerd. Dit zijn met name de regulerende diensten, zoals waterbeschikbaarheid (juiste kwaliteit en kwantiteit), plaagbestrijding, bestuiving, bodemvorming, klimaat e.d.). De vraag hoe de Nederlandse voedselproductie te verbeteren plaatsen we in deze rapportage in het kader van de versterking van de duurzaamheid ervan. Die duurzaamheid kan in belangrijke mate worden verbeterd door de wijze waarop gebruik wordt gemaakt van de ondersteunende diensten. De behandeling van voedselproductie zal daarom in samenhang met cq aan de hand van deze ondersteunende diensten moeten plaatsvinden.

Het gebied dat voor voedselproductie wordt gebruikt levert behalve voedsel ook andere diensten, met name in de categorie van de culturele diensten: recreatie, cultuurhistorie, welbevinden en biodiversiteit. In Nederland leggen deze functies een steeds groter gewicht in de schaal. Het mede-optimaliseren voor deze functies zal ook meegenomen dienen te worden bij het streefbeeld en handelingsperspectief van de voedselproductie.

Achtereenvolgens worden behandeld:

- voedselproductie door de landbouw;
- biologische plaagbestrijding;
- bestuiving.

5.3.2 Voedselproductie door landbouw

Inzichten

- (1) Voedselproductie is een ecosysteemdienst waarbij de mens het ecosysteem vergaand naar zijn hand heeft gezet. Dit proces is 10.000-14.000 jaar geleden begonnen en gaat nog altijd door. Hoewel minder zichtbaar dan in de vroegere landbouw, is in de moderne landbouw de rol van natuurlijke processen nog zeer groot.
- (2) In Nederland is afgelopen eeuw de voedselproductie per oppervlak en de arbeidsproductiviteit sterk vergroot: de productie is groter dan ooit en het aantal boeren neemt alleen maar af.
- (3) Keerzijde van de moderne voedselproductie is de zeer hoge input aan energie en middelen, de negatieve externe effecten, de vermindering van de plaag- en ziekteverwerende werking van bodem en omgeving en de achteruitgang van de cultuurhistorische en belevingswaarde. De huidige voedselproductie is niet duurzaam.

Boodschappen en perspectief

Het perspectief van voedselproductie als ecosysteemdienst zou in de Nederlandse situatie vooral in het teken moeten staan van:

- (1) Versterking van de duurzaamheid (intact houden van het bodemsysteem, werken naar een gesloten cyclus van nutriënten, verminderen energieverbruik).
- (2) Terugdringing van de negatieve milieu-effecten (verminderen watergebruik, verminderen verdroging, verminderen eutrofiering, verminderen emissie bestrijdingsmiddelen).
- (3) Meer gebruik maken van de omgevingskwaliteiten voor de voedselproductie (functioneel agrarische biodiversiteit voor bijvoorbeeld biologische plaagbestrijding, ziektevering, bestuiving, watervasthoudend vermogen etc.), zowel vanuit het agrarisch gebied zelf (randen, bodem) als vanuit aangrenzende (natuur)gebieden.
- (4) Versterking van positieve neveneffecten op agrarische natuur- en landschapskwaliteiten (door middel van natuur- en landschapsgericht beheer).
- (5) Vermindering van de afhankelijkheid van aanvoer van stoffen uit het buitenland (vermindering ecologische voetafdruk).

Een aantal van de huidige ontwikkelingen spoort in meer of minder mate met het gedachtegoed van ecosysteemdiensten, maar een ondubbelzinnige keuze voor duurzaamheid moet nog worden gemaakt.

Uitwerking: Bijlage 4

5.3.3 Biologische plaagbestrijding in de landbouw

Inzichten

- (1) Bij de voedselproductie worden aanzienlijke hoeveelheden bestrijdingsmiddelen gebruikt, met naast bedoelde ook omvangrijke onbedoelde schadelijke effecten. Het gebruik van de middelen loopt bij de diverse teelten sterk uiteen. De maatschappelijke opgave is het gebruik hiervan zoveel mogelijk te beperken.
- (2) Biologische plaagbestrijding is een middel om milieubelasting omlaag te brengen; met name in de sierteelt en groente- en fruitteelt liggen er grote opgaven met interessante perspectieven
- (3) In de kasteelt is toepassing van biologische plaagbestrijding (begonnen in de zeventiger jaren) inmiddels regulier; in de opengrondsteelten bevindt biologische plaagbestrijding zich nog in de beginfase.
- (4) Bodem, randstructuren (opgaande begroeiing, droge en natte perceelsranden) binnen het agrarische gebied en aanliggende (natuur)gebieden vormen goede aangrijpingspunten om voor plaagbestrijding te benutten. Ze vormen onderdeel van het habitat van diverse predatoren van schadelijke soorten.

Boodschappen en perspectief

- (1) Biologische bestrijding in de vollegrondslandbouw komt geleidelijk op gang, met name in de vorm van onderzoeken en praktijkpilots. Voor toepassing van biologische plaagbestrijding in de reguliere praktijk is een forse onderzoekinspanning nodig, zowel voor het ontwikkelen van betrouwbare systemen als voor de introductie in de praktijk voor het bedrijfsleven en het beleid.
- (2) Biologische plaagbestrijding heeft positieve effecten op de kwaliteit van bodem en oppervlaktewater (minder belasting met bestrijdingsmiddelen). Het benutten van biologische plaagbestrijding hangt positief samen met andere e-diensten, zoals bestuiving, belevingswaarde van het landschap en biodiversiteit (intrinsieke waarde natuur).
- (3) Voor de bevordering van biologische plaagbestrijding ligt een belangrijke taak bij het beleid, bijvoorbeeld in de vorm van regelgeving omtrent het gebruik van chemische (schadelijke) middelen en het ondersteunen van een verdere ontwikkeling en praktijkintroductie van biologische plaagbestrijding.

- (4) Bevordering van biologische plaagbestrijding is niet alleen een overheidstaak, maar ook bij de markt (landbouw- en retailsector) liggen er interessante aanknopingspunten. Biologische plaagbestrijding heeft een positief imago in de maatschappij; toepassing ervan creëert meerwaarde via kwaliteit en imagoverbetering.

Uitwerking: Bijlage 5 en bijbehorende Aanhangsels 5.1 en 5.2

5.3.4 Bestuiving

Inzichten

- (1) Bestuiving door insecten is een vitaal element in de voedselproductie. In Nederland gaat het om hardfruit, zachtfruit, aardbeien, tomaten, e.d. Een substantieel deel van de productie van deze gewassen is hiervan afhankelijk. Bulkproducten zoals aardappelen en granen zijn daarentegen niet afhankelijk van insectenbestuiving.
- (2) De bestuiving wordt voor een belangrijk deel door de honingbij verzorgd. Daarnaast spelen ook wilde bijensoorten en zweefvliegen een rol.
- (3) De bijbehorende oogstwaarde die van bestuiving afhankelijk is wordt, op basis van internationale studies, voor Nederland (indicatief) geschat op ca 1 miljard euro per jaar. Het leeuwendeel van de bestuiving wordt door de honingbij verzorgd. Het aandeel van wilde soorten wordt geschat op 17% daarvan, ofwel ca 190 miljoen euro per jaar.
- (4) De instandhouding van bestuiving in Nederland is van belang zowel voor de voedselproductie als voor het voortbestaan van een aantal in het wilde voorkomende plantensoorten. Versterking van de bestuiving kan langs twee lijnen tot stand komen: (i) versterking positie honingbij; (ii) versterking inbreng wilde bestuivende soorten (wilde bijen en zweefvliegen).
- (5) In Nederland komt de honingbij niet meer als wilde soort voor. De soort is volledig van imkeractiviteiten afhankelijk. Er zijn momenteel problemen met het houden van bijen (ziektes). Het is onzeker of de honingbij voor Nederland kan worden behouden. Er is een aantal factoren die stress veroorzaken. Aannemelijk is dat de honingbij beter zal gedijen, wanneer het pesticidengebruik beperkt is en het voedselaanbod continue en gevarieerd is.

Boodschappen en perspectief

- (1) Een alternatief voor de honingbij wordt mogelijk gevormd door inlandse wilde bijensoorten; het gebruik maken van importbijen levert een groot ecologisch risico. Ook voor het gebruikmaken van wilde bestuivende soorten geldt de voorwaarde van een beperkt insecticidegebruik en een continue, gevarieerd voedselaanbod.
- (2) Wanneer meer van wilde bijen gebruik wordt gemaakt, vergt dat aandacht voor een geschikte omgeving waarin ze kunnen verblijven, foerageren en zich voortplanten. Het is aannemelijk dat dit kan worden gerealiseerd met behulp van een dicht bij het teeltareaal gelegen zone met opgaande begroeiing, en/of stroken met honing- en stuifmeel dragende soorten.
- (3) Een eerste indicatie voor de huidige potentie voor huisvesting van wilde bijensoorten voor bestuivinggevoelige gewassen wordt gevormd door een landelijke kaart waarop deze gewassen in combinatie met opgaande begroeiing worden aangegeven.
- (4) Om de perspectieven van bestuiving scherp te krijgen is in de eerste plaats (korte termijn) onderzoek nodig aan de honingbij (factoren die de achteruitgang veroorzaken) en in de tweede plaats (voor de langere lange termijn) aan wilde soorten (habitat onderzoek en bestuivende kwaliteiten).
- (5) Het ligt voor de hand om het bevorderen van bestuiving te koppelen aan maatregelen voor biologische plaagbestrijding.

Uitwerking: Bijlage 6

5.4 Klimaatgerelateerde ecosysteemdiensten

5.4.1 Algemeen

Klimaatregulatie is een ecosysteemdienst die mondiaal veel aandacht krijgt. Broeikasgassen zijn hierin de sleutelfactor, met CO₂ en methaan als belangrijkste componenten. Daarbij gaat het enerzijds om het CO₂-vastleggend vermogen van bossen, maar tegelijkertijd blijkt dat de CO₂-huishouding bij diverse andere diensten aan de orde komt.

Zo speelt het bodemgebruik in de landbouw een belangrijke rol. Dit is zeer nadrukkelijk aan de orde bij het landbouwkundig gebruik van veenbodems die bij exploitatie (als grasland of olieplantage) na korte of langere tijd geheel verdwijnen onder uitstoot van CO₂ en andere broeikasgassen. Koolstofvastlegging is ook aan de orde bij het exploiteren van minerale bodems, waarbij de bodembewerking (o.a. ploegen) van bepalende betekenis kan zijn voor de hoeveelheid koolstof die in de bodem wordt vastgehouden dan wel als CO₂ in de atmosfeer terecht komt.

Bij het perspectief dat ecosysteemdiensten bieden bij het verbeteren van de klimaatregulatie is het daarom relevant om ook het beheer van de koolstofvoorraden in de landbouw te betrekken. Daarnaast ligt het ook voor de hand om windenergie in beschouwing te nemen. Of windbenutting als ecosysteemdienst zou moeten worden beschouwd is onderwerp van discussie. Aan de ene kant is wind een onderdeel van het klimaat dat op zijn beurt randvoorwaardelijk is voor ecosystemen. Ecosystemen lopen uiteen in de mate waarin ze voor gebruikmaking van windenergie geschikt zijn (denk aan de verschillen tussen open zee, vlakke polders of bossen). Aan de andere kant wordt wind niet geproduceerd door de bio-component van een ecosysteem, maar wordt het optreden van wind vooral door de zon en de draaiing van de aarde bepaald. Daarenboven is het vangen van de wind een activiteit waar het inzetten van hoogwaardige technologie bij komt kijken. Het bio-deel van het ecosysteem als zodanig speelt hier geen rol. Om die reden is de uitwerking van gebruik maken van windenergie als ecosysteemdienst niet in deze rapportage opgenomen.

Ten slotte kunnen ecosysteemdiensten ook worden benut om klimaatgerelateerde veranderingen op te vangen. Dat kan bijvoorbeeld zijn het opvangen van veranderingen in het neerslagpatroon (in Nederland meer neerslag en meer pieken) door vergroting van de waterberging. Een ander voorbeeld is het veiligstellen van migratiemogelijkheden (zodat dieren en plantensoorten met verschuivende klimaatzones kunnen meebewegen) waardoor de biodiversiteit als geheel behouden kan blijven. Deze aspecten worden in deze rapportage niet nader uitgewerkt.

5.4.2 Klimaatregulatie; koolstof vastleggen in bos en veen

Inzichten

- (1) Bossen leggen CO₂ vast en leveren daarmee een regulerende ecosysteemdienst. Jaarlijks wordt door het Nederlandse bos 2,7 Mton CO₂ vastgelegd. Dit is 1,3% van de totale uitstoot.
- (2) In nieuw aangelegde bossen (na 1990), die voor de reductiedoelstelling krachtens het Kyoto-protocol relevant zijn, wordt 0,6 Mton/jr vastgelegd, ofwel 28% van de reductietaakstelling.
- (3) In veengebieden is een grote hoeveelheid koolstof vastgelegd. Dit kan als een in het verleden geleverde ecosysteemdienst worden beschouwd. De veengebieden in Nederland stoten per jaar 4,2 Mton CO₂ uit, meer dan de hoeveelheid die bossen vastleggen.
- (4) Met het hernatten van het veen wordt de CO₂-uitstoot verminderd. Hiermee kan aanzienlijk aan de reductiedoelstelling worden bijgedragen. Wel wordt hierdoor de CH₄-uitstoot (een krachtig broeikasgas) vergroot, afhankelijk van type veen en beheergeschiedenis e.d.

- (5) Het energieverbruik in Nederland is vele malen hoger dan wat bos kan leveren. Zou Nederland al zijn energie uit hout willen betrekken, dan vergt dat een bosareaal dat 70-100 maal groter is dan het huidige.

Boodschappen en perspectief

- (1) Bossen leveren veel ecosysteemdiensten. Naast CO₂-vastlegging zijn dat onder andere biomassa, biodiversiteit, invangen fijnstof, beïnvloeding microklimaat, cultuurhistorie, recreatie etc.
- (2) Belang Nederlandse bossen voor CO₂-vastlegging is beperkt; noodzaak tot mondialisering aanpak CO₂-vastlegging. De potentiële rol van hout zou daarbij nagegaan moeten worden.
- (3) Ook zou meer zicht moeten komen op de kostenefficiëntie van CO₂-vastlegging tov andere alternatieven.
- (4) Een aantal belangrijke (mogelijke) bijdragen voor emissie reductie dragen niet bij aan reductie volgens de rapportage van het Kyoto-protocol (bijgroei bestaand bos, vermindering uitstoot CO₂ en CH₄ door vernatten of onder water zetten van veen). Het verdient aanbeveling om na te gaan of hier ruimte zit voor een verminderingsbijdrage.
- (5) Maximalisatie op de ecosysteemdienst Koolstofvastleggen kent het gevaar van ontstapeling van andere diensten. De wijze waarop koolstofvastlegging kan worden geoptimaliseerd met behoud van andere ecosysteemdiensten, onder andere biodiversiteit en recreatie, verdient nader onderzoek.

Uitwerking: Bijlage 7

Literatuur

- ALTER-Net, 2010. ALTER-Net seminar. Ecosystem services and Biodiversity: what is the relation between the two? Vienna, november 2010.
- Balvanera, P., A.B. Pfisterer *et al.*, 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9 (10), pp. 1146-1156.
- Bateman, I.J., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden en J. Swanson, 2002. *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*. Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA, Edward Elgar.
- Berg, A.E. van den, 2009. Restorative effects of nature: Towards a neurobiological approach. In: *Human Diversity: design for life*, Proceedings of the 9th International Congress of Physiological Anthropology, 22-26 August 2008, Delft, The Netherlands.
- Blaeij, A.T. de en A.J. Reinhard, 2008. Een waterpark als alternatief. MKBA aanleg multifunctioneel helofytenfilter op Waterpark Het Lankheet. Den Haag, LEI, WUR, Rapport 2008-061.
- Bos E. en Th. Vogelzang, 2010. Effecten van vernatting; Integrale afweging met een maatschappelijke kosten-batenanalyse. *Landschap*, 27 (3), pp. 175-181.
- Boyd, J.W. en H.S. Banzhaf, 2005. Ecosystem services and government accountability: The need for a new way of judging nature's value. *Resources*, Summer 2005. Washington, D.C., Resources for the Future.
- Boyd, J. en S. Banzhaf, 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3), pp. 616-626.
- Braat, L.C. en P. ten Brink (red.), 2008. The cost of policy inaction; the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Wageningen, Alterra, Wageningen UR, Rapport 1718.
- Brink, P. ten (red.), 2011. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. London and Washington DC, Earthscan.
- Bulte, E.H. en A.J. de Zeeuw, 2002. Hoeveel is de zeehond ons waard? *Economisch Statistische Berichten*, 87 (4377), pp. 712-715.
- CBS, 2011. *Monitor Duurzaam Nederland*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Centraal Bureau voor de Statistiek, het Centraal Planbureau, het Planbureau voor de Leefomgeving en het Sociaal en Cultureel Planbureau, Den Haag.
- Carson, R.T., R.C. Mitchell, W.M. Hanemann, R.J. Kopps, S. Presser en P.A. Ruud, 1992. A contingent valuation study of loss passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill. A report to the Attorney General of the State of Alaska.
- Cesar, H.S.J. en P.J.H. van Beukering, 2004. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. *Pacific Science*, 58 (2), pp. 231-242.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton en M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.
- Cummings, R.G., S. Elliott, G.W. Harrison en J. Murphy, 1997. Are hypothetical referenda incentive compatible? *Journal of Political Economy*, 105 (3), pp. 609-621.
- Diamond, P.A. en J.A. Hausman, 1993. On contingent valuation measurement of nonuse values. pp. 3-38. In: J.A. Hausman (ed.). *Contingent Valuation; A Critical Assessment*. Amsterdam, North-Holland, Elsevier Science Publishers B.V.

- Diamond, P.A. en J.A. Hausman, 1994. Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, 8 (4), pp. 45-64.
- Ecorys en Witteveen+Bos, 2007. *Kosten-Baten Analyse Groen-blauwe Dooradering Hoeksche Waard*. Eindrapportage. Den Haag, VROM, Directoraat-Generaal Milieu.
- Fisher, B. en R.K. Turner, 2008. Ecosystem services: Classifications for valuation. *Biological Conservation*, 141 (5), pp. 1167-1169.
- Gaaff, A., en Th.C.P. Melman, 2011. *EHS en Ecosysteemdiensten. Verkenning onderzoeksvragen samenhangend met kosten en baten op lange termijn*. Wageningen UR, LEI-rapport 2010-052, Alterra-rapport 2092.
- Glendining, M.J., A.G. Dailey, A.G. Williams, F.K. van Evert, K.W.T. Goulding en A.P. Whitmore, 2009. Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs? *Agricultural Systems*, 99 (2-3), pp. 117-125.
- Groot, R.S. de, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, en L. Willemsen, 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, pp. 260-272.
- Groot, R. de, B. Fisher en M. Christie, 2010b. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB D0) – Chapter 1: Integrating the Ecological and Economic Dimensions in Biodiversity and Ecosystem Service Valuation. (draft, www.teebweb.org).
- Hajer, M., 2010. *Een bewogen Beweging; Lezing op het Voorjaarsforum van Natuurmonumenten*. 21 april 2010.
- Harrison, P.A., M. Vandewalle, M.T. Sykes, P.M. Berry, R. Bugter, F. de Bello, C. K. Feld, U. Grandin, R. Harrington, J.R. Haslett, R.H.G. Jongman, G.W. Luck, P. Martins da Silva, M. Moora, J. Settele, J.P. Sousa and M. Zobel, 2010. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiversity Conservation*, 19 (10), pp. 2791-2821.
- Heide, C.M. van der, 2005. *An Economic Analysis of Nature Policy*. Amsterdam, Vrije Universiteit, Tinbergen Institute Research Series no. 356, Ph.D.-thesis.
- Heide, M. van der, E. Bos en J. Vreke, 2006. *Analyseren en Evalueren van Beleidsmaatregelen met een Effect op Natuur en Milieu*. Den Haag en Wageningen, LEI en Alterra, WOt studies nr. 3.
- Heide M. van der en A. Ruijs, 2010. *De Betekenis van TEEB voor Nederland; Discussienotitie voor de Taskforce Biodiversiteit en Natuurlijke Hulpbronnen*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL publicatienummer 500414005.
- Hendriks, K., I. Geijzendorffer, A. van Teeffelen, T. Hermans, C. Kwakernaak, P. Opdam en P. Vellinga, 2010. *Natuur voor iedereen: participeren, investeren en profiteren. Essay*. Wageningen, Alterra, Wageningen-UR.
- Janssen, R. en G. Munda, 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. pp. 837-852. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Liekens, I., M. Schaafsma, J. Staes, R. Brouwer, L. De Nocker en P. Meire, 2010. *Economische Waardering van Ecosysteemdiensten – Een Handleiding*. Studie in opdracht van het Departement LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.
- LNV, VROM, BuZa, EZ, OCW, V&W, Defensie, 2008. *Biodiversiteit werkt. Beleidsprogramma Biodiversiteit 2008-2011*. Den Haag, Ministerie van LNV.
- Lyytimäki, J., L.K. Petersen, B. Normander en P. Bezák, 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban life style. *Environmental Sciences*, 5, pp. 161-172.

- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Volume 1, Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC, Island press.
- Meadows D.H., D.L. Meadows, J. Randers en W.W. Behrens, 1972. *The Limits to Growth*. New York, Universe Books.
- Meerburg, B.G., P.H. Vereijken, W. de Visser, A. Verhagen, H. Korevaar, E.P. Querner, A.T. de Blaeij, A.T. & A.K. van der Werf, 2010. Surface water sanitation and biomass production in a large constructed wetland in the Netherlands. *Wetlands Ecology and Management*, 18 (4), pp. 463-470.
- Melman, Th.C.P., C.M. van der Heide, L.C. Braat, L.C. en H.A. Udo de Haes, 2010. Ecosysteemdiensten: nieuw anker voor omgevingsbeleid? *Landschap*, 27 (4), pp. 209-217.
- Nijhoff, P. en L. Reijnders, 1989. Ecologische modernisering een politieke noodzaak voor de jaren negentig. *Natuur en Milieu*, 13 (2), pp. 4-7.
- Nunes, P.A.L.D. en J.C.J.M. van den Bergh, 2002. *Measuring the Economic Value of a Marine Protection Program against the Introduction of Non-indigenous Species in the Netherlands*. Amsterdam and Rotterdam, Tinbergen Institute, Discussion Paper, TI 2002-057/3.
- Nunes, P.A.L.D. en J.C.J.M. van den Bergh, 2004. Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. *Environmental and Resource Economics*, 28 (4), pp. 517-532.
- Opdam, P. en K. Wieringa, 2010. *Wegen naar een nieuw Natuurbeleid; een Bijdrage voor Discussie*. Bilthoven en Wageningen, PBL en Alterra, Wageningen-UR.
- Pagiola, S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio, E. Ramírez, M. Rosales en J.P. Ruiz, 2004. *Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes*. Washington, World Bank, Environment Department Paper No.96.
- Pascual, U., R. Muradian, L. Brander, E. Gómez-Baggethun, B. Martín-López en M. Verma, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB DO) – Chapter 5: The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity*. (www.teebweb.org).
- PBL, 2009a. *Getting Growing within limits. A report to the Global Assembly 2009 of the Club of Rome*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publication nr. 500201001.
- PBL, 2009b. *Getting into the Right Lane for 2050. A primer for EU debate*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publication nr. 500159001.
- PBL, 2010a. *Voedsel, biodiversiteit en klimaatverandering. Mondiale opgaven en nationaal beleid*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publicatie nr. 500414004.
- PBL, 2010b. *Wat de natuur mensen biedt; ecosysteemdiensten in Nederland*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, PBL-publicatie nr. 500414002.
- Pearce, D., 2001. Valuing biological diversity: issues and overview. pp. 27-44. In: OECD. *Valuation of Biodiversity Benefits; Selected Studies*. Paris, OECD.
- Reinhard, S., K. van Bommel, B. Janssens en M. Koning, 2007. *Knopen en Knoppen in de economische Analyse van de EU Kaderrichtlijn Water*. Den Haag, LEI, Wageningen UR, Rapport 4.05.06.
- Ruijgrok, E.C.M., 2006. *Kentallen Waardering Natuur, Water en Bodem; Hulpmiddel bij MKBA's*. Eerste Editie. Rotterdam, Witteveen+Bos.
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer en H. Verbruggen, 2004. *Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI*. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., A. Pfaff, J.A. Robalino en J.P. Boomhower, 2007. Costa Rica's Payment for Environmental Services Program: Intention, Implementation, and Impact. *Conservation Biology*, 21 (5), pp. 1165-1173.

- Slootweg, R. en P. van Beukering, 2008. *Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment; Lessons from Influential Cases*. Utrecht, Netherlands Commission for Environmental Assessment.
- Stolwijk, H., 2004. *Kunnen Natuur en Landschapswaarden Zinvol in Euro's worden uitgedrukt?* Den Haag, Centraal Planbureau, 5/2004/04.
- Stortelder, A.H.F., R.A.M.Schrijver, H.Alberts, A. van den Berg, R.G.M. Kwak, K.R. de Poel, J.H.J. Schaminee, I.M. van den Top en P.A.M. Visschedijk, 2001. *Boeren voor Natuur. De slechtste Grond is de Beste*. Wageningen, Alterra, Wageningen UR, Rapport no 312.
- Swaan, A. de, 2010. *Het financiële Regime; over de Gevolgen van een moderne Dwaallleer*. Nijmegen, Radboud Universiteit, Thomas More Lezing. (www.mejudice.nl).
- Swift, M.J., A.M.N. Izac, *et al.*, 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (1), pp. 113-134.
- Tamis, W.L.M., W.R.C. van Esch, H.J. de Graaf en G.R. de Snoo, 2008. *Ecosysteemdiensten Optimaal Benut; Een Gebiedsgerichte Uitwerking*. Leiden, Centrum voor Milieuwetenschappen, CML report 180.
- TEEB, 2008. *The Economics of Ecosystems and biodiversity – An Interim Report*. Cambridge, UK, Banson Production.
- TEEB, 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature*. (www.teebweb.org).
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: the ecological and economic foundations. Ch.1, Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service evaluation*. (www.teebweb.org).
- Termorshuizen, J.W. en P.F.M. Opdam, 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24 (8), pp. 1037-1052.
- Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy en S. Georgiou, 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46 (3), pp. 493-510.
- Vatn, A., 2004. Valuation and rationality. *Land Economics*, 80 (Feb.), pp. 1-18.
- Veen, M.P. van, M.E. Sanders, A. Tekelenburg, J.A. Lörzing, A.L. Gerritsen en Th. van den Brink, 2010. *Evaluatie Biodiversiteitsdoelstelling 2010. Achtergronddocument bij de Balans van de Leefomgeving 2010*. Bilthoven, Planbureau voor de Leefomgeving, Publicatienummer 500402019.
- Verdonschot, P., 2010. *Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5b-concept in Peel en Maasvallei*. Alterra, Wageningen, Waterschap Peel en Maasvallei.
- Voet, E. van der, F. Klijn, W. Tamis en R. Huele, 1996. *Regulatiefuncties van de Biosfeer*. Leiden, Centrum voor Milieuwetenschappen, CML rapport no. 131.
- Vreke, J. en M.J.M. van Mansfeld, 2000. *Haalbaarheidsstudie Renkumse Beek; Kosten en Baten van Herstel van een Ecologische Verbindingszone*. Wageningen, Alterra, Wageningen UR, Rapport 143.
- VD-CDA, 2010. *Vrijheid en Verantwoordelijkheid. Regeerakkoord*. Den Haag. (www.rijksoverheid.nl).
- Willemsen, L., 2010. *Mapping and Modelling Multifunctional Landscapes*. PhD.-thesis, Wageningen University.

Bijlage 1 Water voor huishouden, landbouw en industrie

Samenvatting

Inzichten

- (1) De zogenaamde woeste duingebieden zijn sinds halverwege de 19^e eeuw als bron van veilig drinkwater herkend en geëxploiteerd.
- (2) Van de totale hoeveelheid water die Nederland in komt (rivieren, neerslag), worden enkele procenten voor huishouden, landbouw en industrie gebruikt. Toch zijn de grenzen van het productievolume in zicht (met name vanwege toepassing in de landbouw): goed water is een schaars product.
- (3) Water als basis voor leven is onmeetbaar waardevol, maar de prijs is zeer bescheiden. Voor drinkwater hangt de prijs zeer sterk af van de vorm en plaats waar het wordt aangeboden, via het leidingnet of gebotteld. De literprijs varieert van € 0.0015 tot € 6.00, ofwel 1:4000.
- (4) Natuurgebieden vormen een interessante productiecategorie waarin waterwinning met andere ecosysteemdiensten kan worden gecombineerd. De geschiedenis laat een opmerkelijk verloop zien: na een periode van roofofbouw waarin de ecosysteemdienst waterwinning is uitgeruild ten koste van andere diensten (recreatie en biodiversiteit), is waterwinning nu meer gelijkwaardig aan de andere ecosysteemdiensten die door het winningsgebied worden geleverd. Een groot deel van de waterzuivering vindt technologisch plaats. Een belangrijke en blijvende 'waterfunctie' van natuurgebieden zoals de duinen is de calamiteitenvoorraad die ze herbergen. In tijden van nood, zoals een grote lekkage of uitval van een zuiveringscentrale, kan hier een beroep op worden gedaan.

Boodschappen en perspectief

- (1) Waterwinning is een ecosysteemdienst waarvoor vele gebieden een functie hebben, o.a. natuurgebieden, poldergebieden.
- (2) Duurzaamheid van waterwinning is niet vanzelfsprekend. Er zijn diverse gebieden waar waterwinputten onbruikbaar zijn geworden vanwege vervuiling van het grondwater (bijvoorbeeld bemesting) en uitputting van de voorraad.
- (3) Opvallend is dat bij de waterproductie wat betreft de kwaliteit maar beperkt rekening wordt gehouden met toepassingswijze (drinkwater, doorspoelwater, beregeningswater, koelwater). Maatwerk in kwaliteit (door deze te koppelen aan de gebruikswijze) kan de kwantiteitsknelpunten, de productiekosten en de onbedoelde neveneffecten (over-exploitatie in natuurgebieden) aanzienlijk verkleinen.
- (4) Gemiddeld is consumentenprijs bescheiden en staat in geen verhouding tot essentiële belang ervan voor levensfuncties.
- (5) Het vervuiler-betaalt principe is bij belasting van het grond- en oppervlaktewater – buiten de verplichting die de generieke regelgeving oplegt – niet doorgevoerd. Vanuit de ecosysteemdiensten benadering is het logisch om dit wel te doen. Immers, een potentiële dienst wordt door de vervuiler onbruikbaar gemaakt en tegen (hoge) kosten – die door anderen wordt betaald – weer bruikbaar gemaakt. Met het operationaliseren van de Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt hiermee een begin gemaakt.
- (6) Waterwinning is tot op zekere hoogte goed stapelbaar met biodiversiteit (natuurdienst) en recreatie. Deze functies kunnen elkaar zelfs versterken: water uit natuurgebieden straalt zuiverheid uit en natuurgebieden met waterwinning onderstrepen de maatschappelijke betekenis van natuur. Dit beeld is ook wat de huidige waterwinners uitdragen (VEWIN, 2010). Een klein percentage van wat de consument aan duinwaterbedrijven betaalt voor het leidingwater uit de kraan, wordt besteed aan (natuur)onderhoud en -bescherming van de duinen.

Uitwerking

Inleiding

Water is de basisgrondstof voor levensprocessen. Water is in zeer grote hoeveelheden op aarde aanwezig en in de vorm van kortere of langere kringlopen voortdurend in beweging. Water verdampt onder invloed van de zon uit oceanen, zeeën en meren. Water bereikt via de atmosfeer voor een deel het land, hetzij als waterdamp, hetzij in de vorm van neerslag. Neerslag verdampt weer voor een belangrijk deel, stroomt snel af naar rivieren of dringt in de bodem. Na korte of (zeer) lange tijd zal dat grondwater ook weer het oppervlaktewater bereiken. [bron: www.vrom.nl/pagina.html?id=7767]

Water in Nederland

In Nederland is de beschikbaarheid van voldoende water altijd heel vanzelfsprekend geweest. Eigenlijk is water het visitekaartje van ons land: Nederland - waterland. De aanwezigheid van water was één van de belangrijke vestigingsfactoren voor de oorspronkelijke bewoners. Het ging dan om water als transportmedium (varen), als bron voor drinken en wassen, als bron van voedsel (vis) en als grondstof voor voedselbereiding (bierbrouwen) en als vuilophaalservice (afvoer van afvalstoffen). Er werd daarbij voor de verschillende functies betrekkelijk weinig onderscheid gemaakt: de grachten in de middeleeuwse steden vervulden al deze functies tegelijkertijd. Als er al zorgen om water waren, dan ging het vooral om een teveel, water dat onze veiligheid bedreigde (overstromingen). Niet voor niets is de oudste collectieve bestuursvorm van ons land, die van de waterschappen gericht geweest op het werken aan de waterveiligheid.

Voordat er sprake was van een gereguleerde drinkwatervoorziening werd het water gebruikt in de vorm zoals dat in de directe omgeving voorhanden was. De kwaliteit ervan werd bepaald door de ter plekke heersende omstandigheden en varieerde zeer sterk in plaats en tijd. De 'natuur' was in feite altijd de leverancier en door toedoen van de mens was de kwaliteit meer of minder veranderd. In feite was water iets zoals zuurstof dat nog altijd voor ons aanwezig is: het was er gewoon. Met het toenemen van de bevolkingsconcentraties in de 19^e eeuw, met name in steden, werd de beschikbaarheid van kwalitatief goed drinkwater een knelpunt. Het inzicht groeide dat volksgezondheid en drinkwaterkwaliteit met elkaar verbonden waren. Het water in de stadsgrachten, waar de hele stadsbevolking op was aangewezen (drinkwater en rioolvoorziening) werd herkend als bron van ziekten (bv cholera). Proefondervindelijk werd ontdekt dat water uit de duinen 'gezond' was en dat het gebruik daarvan het uitbreken van besmettelijke ziekten kon verminderen. Er ontstond een georganiseerde aanvoer van drinkwater uit het duingebied naar de stad dat daar te koop werd aangeboden ('een cent voor een emmer'). Daarna heeft het gebruik van de duinen als bron van zuiver en betrouwbaar drinkwater een grote vlucht genomen. Het duingebied is daarmee een eerste voorbeeld van 'woest gebied' dat voor de gezondheid van de stedelijke samenleving van erkend strategisch belang is. (We zouden daar nu het predicaat 'leverancier van ecosysteemdiensten' aan kunnen toevoegen.) Dit belang was zodanig groot dat de stad Amsterdam het duingebied dat ze voor drinkwaterwinning gebruikte aankocht en tot de dag van vandaag in bezit heeft. Een beknopt overzicht over duinen en waterwinning is opgenomen in de tekstbox (zie hierna).

Watergebruik

In totaal gebruiken we in Nederland 1,1 biljoen liter leidingwater (= 11.000 km³) per jaar. Huishoudens nemen daarvan ongeveer tweederde voor hun rekening, de rest wordt door industrie, landbouw en dergelijke gebruikt. Waterleidingbedrijven halen zestig procent van het drinkwater uit grondwater. De rest is oppervlaktewater (www.milieucentraal.nl).

Ondanks het hoge verbruik, hebben we in Nederland aan water doorgaans geen gebrek. Jaarlijks komt, via rivieren en neerslag, tussen de ca 70-100 miljard m³ (tabel 1.1) ons land binnen. Met name de Rijn is daarin belangrijk. Voor het leidingwater gebruiken we dus ongeveer 1% van wat er aan water binnenkomt.

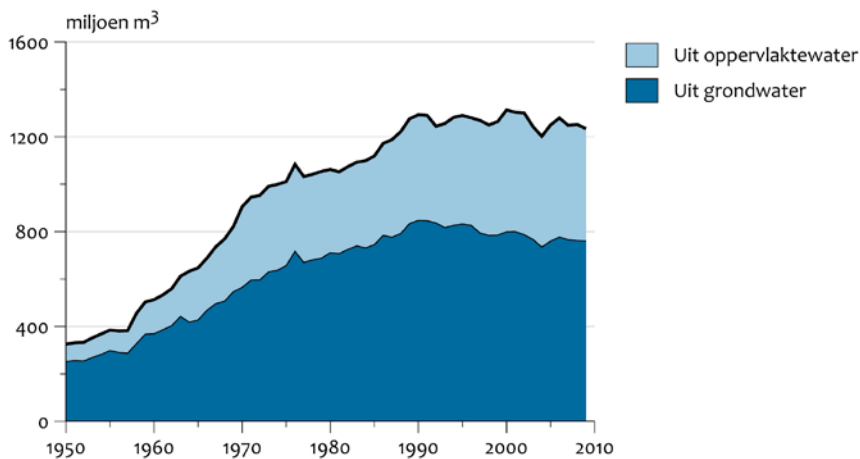
Tabel 1.1. De zoetwaterbalans van Nederland op hoofdlijnen.
(www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

	Droog jaar	Gemiddeld jaar
	<i>miljard m³ per jaar</i>	
Toevoer	67	108
Neerslag	21	27
Rijn	42	70
Maas	4	8
Andere rivieren	2	3
Afvoer	67	108
Verdamping	21	18
Verbruik	6	3
Rivieren	41	86

Bron: RIZA. RVM/MNC/okt03

Wat het huishoudelijk gebruik betreft, gebruiken we per persoon per dag gemiddeld 126 liter water. Het grootste deel daarvan (80-90%) wordt gebruikt om te douchen, voor het toilet en om te wassen. Een zeer klein deel gebruiken we als drinkwater (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Productie leidingwater



Bron: VEWIN.

PBL/nov10/0045
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

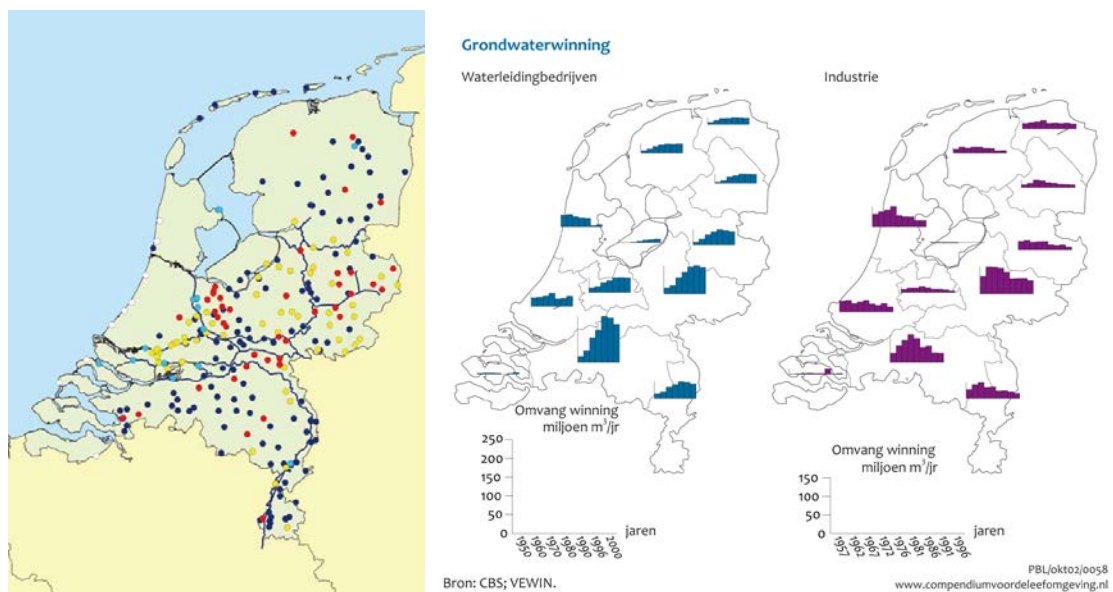
Figuur 1.1. De productie van leidingwater in Nederland.
(Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Omstreeks 1950 werd ruim 300 miljoen m³ per jaar aan leidingwater geproduceerd. Vooral in de jaren zestig en de tweede helft van de jaren tachtig heeft een sterke groei van de productie van leidingwater plaatsgevonden. Eind jaren tachtig was de productie opgelopen tot bijna 1300 miljoen m³ per jaar. In de jaren negentig stopte de groei (figuur 1.1). Een oorzaak van

deze stabilisatie is dat de mede door het beleid gestimuleerde waterbesparing de bevolkingstoename en de economische groei compenseerde. In Nederland dragen drinkwaterbedrijven zorg voor de openbare watervoorziening door het leveren van drinkwater en halffabrikaat (onder andere industriewater). Door aangescherpt beleid in de Drinkwaterwet is de levering van huishoudwater door drinkwaterbedrijven gestopt (huishoudwater is van 2^e kwaliteit, dus geen drinkwater).

Inzet van grond- en oppervlaktewater

In 2008 is het aandeel van grondwater in de productie van leidingwater gestabiliseerd op ongeveer 60% (figuur 1.2 tot en met figuur 1.6). Het aandeel van grondwater was decennia lang ongeveer 65%. Aan het begin van de 20ste eeuw was oppervlaktewater nog voor ongeveer de helft de bron voor productie van drinkwater. Drinkwaterbedrijven gebruiken voor de productie van leidingwater uitsluitend nog zoet grond- en oppervlaktewater. De industrie wint grondwater voor meerdere doeleinden (als grondstof, proceswater en vooral koeling (80-90% van de gewonnen hoeveelheid)). Ten slotte wordt grondwater door de landbouwsector onttrokken met name voor beregening. De winning door de landbouwsector is weersafhankelijk, het beregende areaal varieert jaarlijks en loopt uiteen tussen ca 50.000 – 250.000 ha. Zo'n 60-70% van het beregeningsverbruik komt op rekening van de melkveehouderij (bronnen: BIN-LEI en CBS). Als gevolg van het anti-verdrogingsbeleid (schade aan natuur door verandering van het grondwaterregime) en de waterbesparing neemt de omvang van de grondwaterwinning de laatste jaren langzaam af⁶.



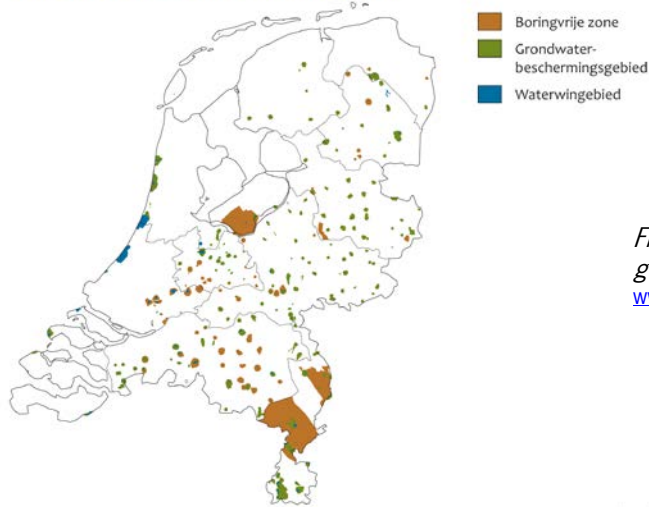
Legenda (linker figuur)

- Rood: Stedelijke winningen
- Geel: Grondwaterwinningen onder invloed van infiltrerend oppervlaktewater
- Zwart: Overige grondwaterwinningen
- Wit: Infiltratie winningen
- Blauw: Oppervlaktewaterwinningen

Figuur 1.2. Links: Waterwinlocaties in Nederland (sitatie eind 2007; Bron Vewin, 2008). Rechts: Grondwaterwinning in Nederland door waterwinbedrijven en Industrie. (bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl)

⁶ Meer gegevens over de productie van leidingwater zijn te vinden bij de [VEWIN](http://www.vewin.nl) en op [Statline](http://statline.cbs.nl) (CBS); provinciale gegevens zijn bij het IPO beschikbaar met onder meer informatie over de gevolgen van de grondwaterwinning voor de stand van het grondwater. De Vereniging van Waterbedrijven in Nederland (VEWIN) vertegenwoordigt de Nederlandse drinkwatersector.

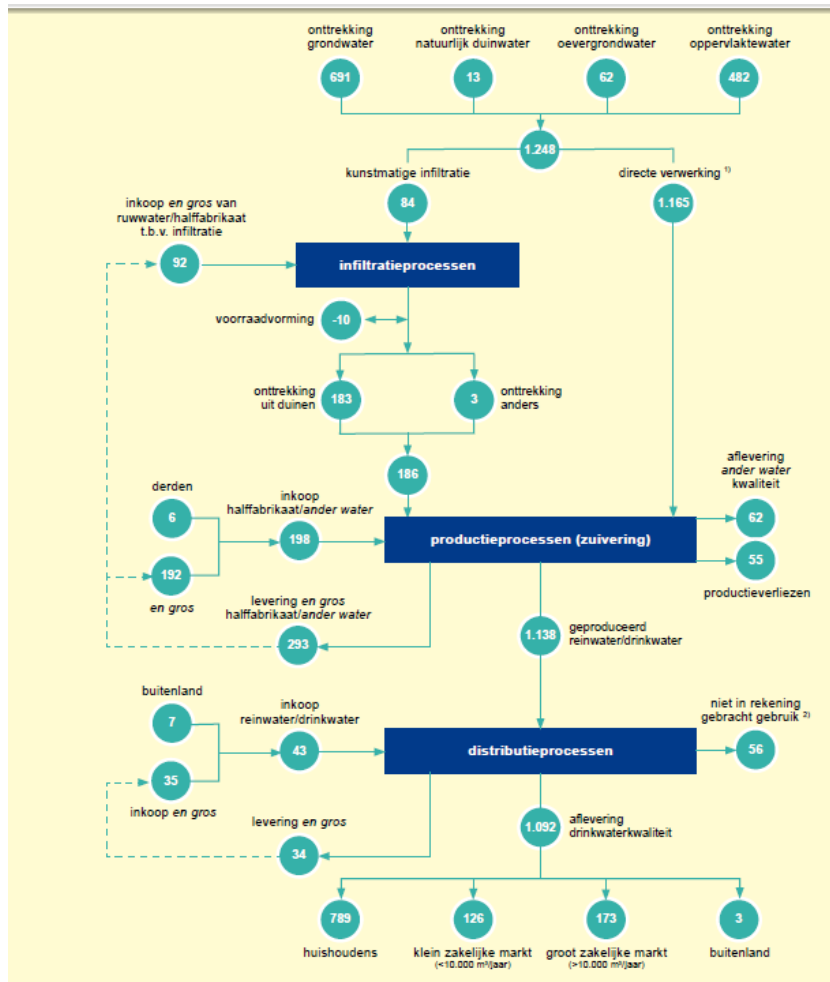
Ruimtegebruik openbare watervoorziening, 2008



Figuur 1.3. Grondwaterbeschermingsgebieden, situatie 2008. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Bron: Provincies.

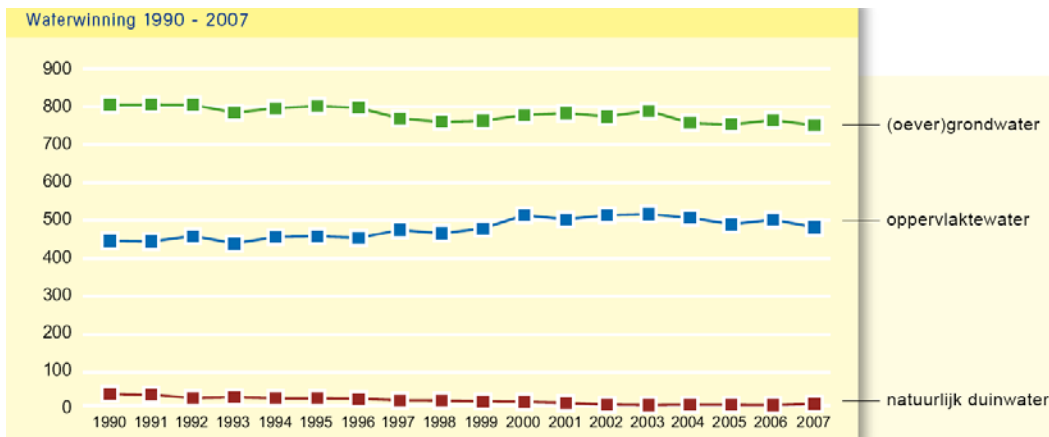
PBL/deco8/0065
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl



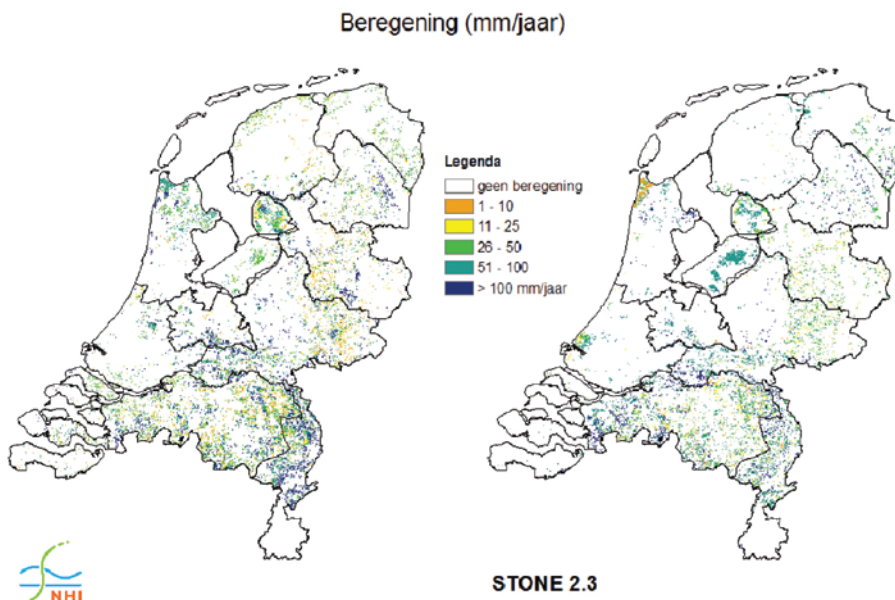
1) 92 miljoen m³ wordt na onderlinge levering alsnog geïnfiltreerd. Als geheel heeft de sector derhalve 1.073 miljoen m³ direct verwerkt en 1.76 miljoen m³ geïnfiltreerd.

2) Inclusief 2 miljoen m³ voorraadvorming reinwater.

Figuur 1.4. Drinkwaterproductie in Nederland (Bron: Vewin, 2008)



Figuur 1.5. Productie openbare drinkwatervoorziening in miljoen m³/jr in de periode 1990 - 2007 (VEWIN, 2008; VROM, 2010).



Figuur 1.6. Gemiddelde jaarlijkse beregening uit oppervlaktewater en grondwater, 1990-2000 (NHI 1 + versus STONE 2.5). (Bron: Tiktak et al., 2008).

Waterwinning als ecosysteemdienst

Al het water dat we gebruiken is afkomstig uit ecosystemen, of het nu uit de grond komt, in de vorm van neerslag valt of via rivieren wordt aangevoerd. Als zodanig is het al een ecosysteemdienst, zij het in brede zin (de rol van ecosystemen is diffuus). Bij gebruik als drinkwater ondergaat het voordat het via het leidingnet wordt getransporteerd minder of minder ingrijpende technologische processen om het fysisch-chemisch te zuiveren en bacteriologisch veilig te maken. Bij dat zuiveren kunnen ecosystemen een rol spelen, bijvoorbeeld de ondergrond van de duinen. Dan zouden we van een ecosysteemdienst in engere zin kunnen spreken (de duingrond zuivert het water).

De ecosysteemdienst waterzuivering wordt bij grondwaterwinning op verschillende wijzen benut (zie fig.1.2-links): grondwaterwinning (zwart) gaat het om de benutting van water dat zich dieper onder de oppervlakte bevindt en dat lang geleden vanuit de bovenliggende lagen is aangevoerd. Dit water kan duizenden jaren oud zijn (fossiel). De huidige ecosystemen leveren

hier geen bijdrage aan, anders dan conservering van deze voorraad. Door onttrekking teert deze voorraad in, een onomkeerbaar proces. Overheidsbeleid is om deze voorraad zoveel mogelijk te ontzien. Bij grondwaterwinning onder invloed van infiltrerend oppervlaktewater (fig 1.2-links, geel) is de geëxploiteerde grondwatervoorraad zodanig gelegen dat bij onttrekking aanvulling van buitenaf mogelijk is (infiltratie). Tijdens de bodempassage wordt het water fysisch-chemisch en bacterieel gezuiverd en op een bepaalde, constante temperatuur gebracht. Deze ecosysteemdienst wordt door de bodem en de daarin voorkomende micro-organismen geleverd en heeft daarmee een abiotische en een biotische component. Bij infiltratiewinningen (fig 1.2-links, wit, met name in de duinstreek) wordt water van buiten aangevoerd (rivierwater, boezemwater) en wordt het infiltratiegebied (duinen) gebruikt om het water fysisch-chemisch en bacterieel te zuiveren en op een bepaalde, constante temperatuur te brengen. In dat opzicht is het beeld van de geleverde ecosysteemdienst gelijk aan dat van de hiervoor beschreven winningsvorm.

Duinen en waterwinning

Duinwaterwinning is halverwege de negentiende eeuw gestart, waarbij de belangrijkste drijfveer was de goede kwaliteit (geen ziekteverwekkende bacteriën) en de leveringszekerheid. In het duingebied was een grote zoetwatervoorraad opgebouwd, mogelijk gemaakt door het neerslagoverschot en de grote opslagcapaciteit van zand die door de begroeiing in stand werd gehouden. Aanvankelijk ging het om het lokaal onttrekken van duinwater door middel van open toestroomkanalen (prise d'eaux). Om de hoeveelheid water te vergroten werd het onttrekkingsstelsel voortdurend uitgebreid en verdiept. Op de grote voorraad werd ernstig ingeteerd. De grondwaterstand zakte dieper en dieper weg, uitputting was nakend. Vanaf de jaren veertig van de twintigste eeuw werden infiltratiewerken aangelegd, waarmee de zoetwatervoorraad werd aangevuld. De waterwincapaciteit kon verder worden uitgebreid. De duinen werden benut als fysisch en bacterieel filter en leverden – avant la lettre – een zeer belangrijke ecosysteemdienst.

De grootschalige onttrekking en de daaropvolgende infiltratie betekenden echter wel overexploitatie. De natuurkwaliteiten veranderden ingrijpend. De uit het aangevoerde water gefilterde slib en nutriënten kwamen in het duinecosysteem terecht, en veroorzaakten een forse eutrofiering. Deze eutrofiering, tezamen met het door de waterwinning veranderde hydrologische regime, hebben de begroeiing en het duinecosysteem ingrijpend veranderd en de natuurwaarde van de duinen ondermijnd. Om deze achteruitgang te stoppen en de duinen te herstellen is de laatste 25 jaar de infiltratie sterk in omvang verminderd. In enkele gebieden (Berkheide, AW-duinen en Kennemerduinen) zijn grootschalige zogenoemde regeneratieprojecten uitgevoerd (met name gericht op het herstel van het grondwaterregime) die in positieve effecten hebben geresulteerd.

De hoeveelheid drinkwater die door de duinen zelf wordt geproduceerd is hierdoor sterk verminderd (tot ca 13 miljoen m³/jr, zie fig. 1.4)⁷ en komt in de buurt van de hoeveelheid die ze duurzaam kunnen leveren op basis van het neerslagoverschot. De huidige functie van de duinen voor de waterwinning is hoofdzakelijk het bacterieel zuiveren (waartoe voorgezuiverd water wordt geïnfilterd (in totaal een hoeveelheid van 176 miljoen m³ (zie fig. 1.4), zodat eutrofiering wordt geminimaliseerd), het herbergen van een calamiteitenvoorraad en een 'bijmengfunctie' om de kwaliteit van het technologisch bereide drinkwater te verbeteren.

Het behoud van de duinen zoals we die nu kennen is voor een belangrijk deel te danken aan de ecosysteemdienst waterwinning die ze sinds halverwege de 19^e eeuw hebben gehad: het veiligstellen van de waterwinfunctie was in veel gevallen de eerste functie. De huidige betekenis is sterk verschoven naar leverancier van culturele ecosysteemdiensten (recreatie, educatie, natuurbeleving, biodiversiteit en dergelijke) en regulerende ecosysteemdiensten (veiligheid tegen overstrooming).

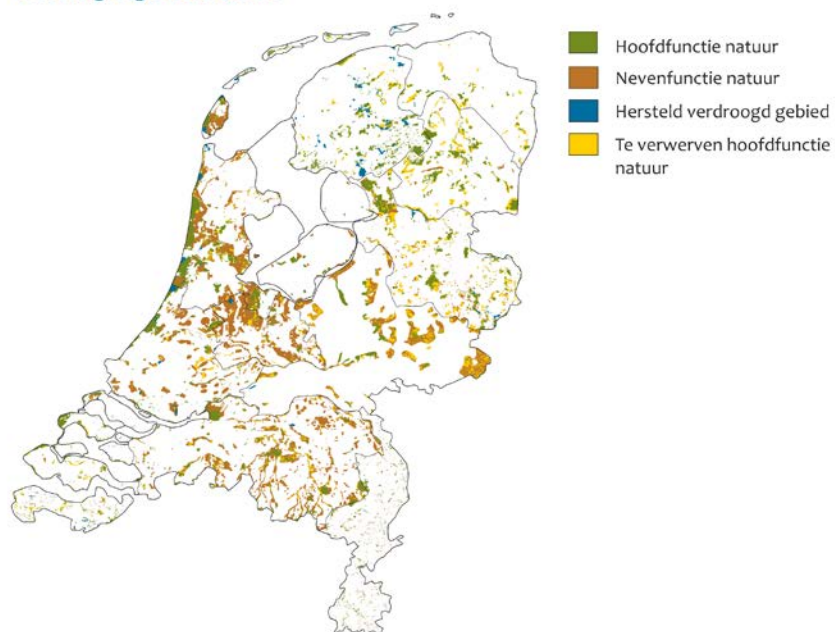
⁷ Volgens CBS-Statline levert duinwater nog geen 2 procent van onze drinkwatervoorziening. Grondwater is de belangrijkste drinkwaterbron (60 procent) gevolgd door oppervlaktewater uit de Maas, de Lek en het IJsselmeer (19 procent). Omdat de beschikbare hoeveelheid van het duinwater niet voldoende is, wordt in een aantal duingebieden water geïnfilterd. Nadat dit door de bodemlagen is gezakt, is het op te pompen als drinkwater. Dit infiltratiewater maakt 17 procent uit van ons drinkwater. Als duinwater staat echter alleen water uit niet-geïnfilterde duingebieden te boek.

Drinkwaterwinning en natuurbehoud stonden de jaren 70-90 van de vorige eeuw op zeer gespannen voet: wie voor natuur was, was tegen waterwinning en andersom. De achtergrond hiervan is hierboven geschetst. De ontwikkeling sindsdien heeft laten zien dat deze twee zaken met elkaar kunnen worden gecombineerd. De waterproductie uit de duinen is gemaximeerd (en benadert de hoeveelheid die duurzaam kan worden geleverd), waardoor de natuurkwaliteiten niet langer worden bedreigd. Tegelijkertijd zijn de duinen nog altijd een belangrijk element voor het bereiden van drinkwater. Het waterwinbedrijf profileert zich als hoeder/beheerder van het duingebied en gebruikt het duingebied als 'kwaliteitscertificaat' van het geleverde drinkwater. Op deze manier versterken deze belangen elkaar. Dit beeld wordt ook door de VEWIN naar voren gebracht (VEWIN, 2010).

Externe effecten watergebruik

Het watergebruik in Nederland, het geheel van drinkwater, industrie en landbouwkundig gebruik, beïnvloedt in meer of mindere mate het grondwaterregime. Verandering van het grondwaterregime kan grote effecten hebben, op de bodem (zakking) op bebouwing (aantasting heipalen) en op natuur (verdroging, met verlies van de aan natte, regionaal specifieke omstandigheden verbonden natuurwaarden). Deze externe effecten kunnen omvangrijk zijn zoals de verdrogingskaart (figuur 1.7) laat zien. In deze gebieden zijn negatieve effecten op de natuur aan de orde. Voorbeelden daarvan zijn de Hollandse duingebieden en het Drents-Friese Wold. Overigens wordt verdroging niet alleen veroorzaakt door de waterwinning, maar ook door de landbouwkundig gewenste waterbeheersing. De ontwatering kan ook ver buiten de landbouwgebieden verdrogingseffecten hebben.

Verdroogde gebieden, 2000



Bron: IPO/RIZA.

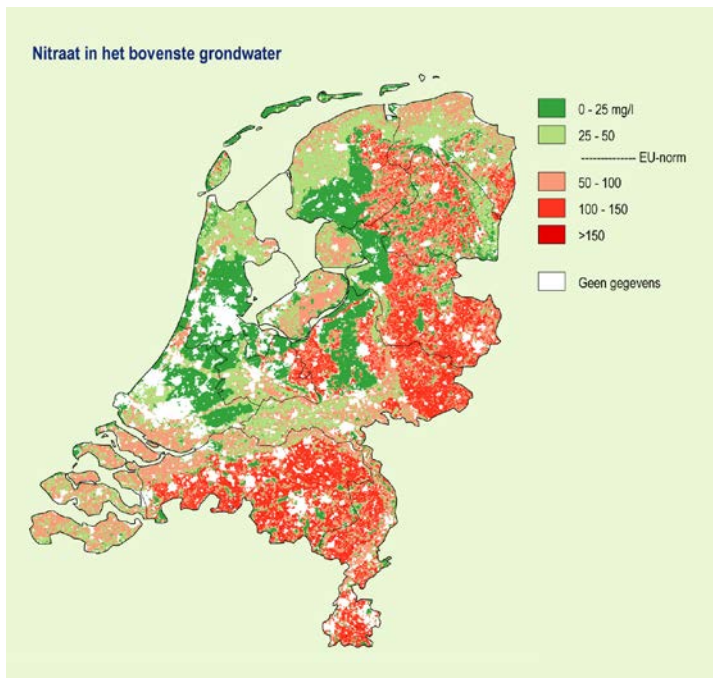
PBL/okto2/0280
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 1.7. Verdroogd gebied in Nederland (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl)

Daarnaast heeft waterwinning ook andere externe effecten. Zo heeft de planologische bescherming van de duinen als waterwingebied in het verdere verleden mede ertoe bijgedragen dat het gebied zijn omvang heeft kunnen houden en ontginnings- en bebouwingsclaims konden worden afgeketst. Inmiddels legt ook de natuur- en landschapswaarde van natuurgebieden een belangrijk gewicht in de schaal bij het behoud. In dergelijke gebieden is de laatste tientallen jaren het streven dat natuurwaarde en waterwinning zoveel mogelijk op elkaar worden afgestemd: beide ecosysteemdiensten kunnen elkaar versterken.

Landbouw, bedreiging voor oppervlaktewaterwinning

De landbouw beïnvloedt de waterwinning op verschillende manieren: de invloed op de waterkwantiteit en op de waterkwaliteit. De invloed op de kwantiteit is hierboven al aangeduid. De invloed op de waterkwaliteit loopt via bemesting en het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen. Bemesting beïnvloedt de hoeveelheid nitraat in het bovenste grondwater. Met name in het oosten van ons land kunnen worden hoge concentraties aangetroffen (figuur 1.8). Het verwijderen van deze meststoffen voor de drinkwaterwinning brengt kosten met zich mee. Deze kosten worden door de drinkwaterconsument betaald, niet door de veroorzaker. Geredeneerd vanuit ecosysteemdiensten is het denkbaar dat deze kosten op de veroorzaker ervan worden verhaald, in dit geval de landbouw. Immers, een in potentie geleverde dienst wordt onbruikbaar gemaakt, of ten minste in kwaliteit aangetast.

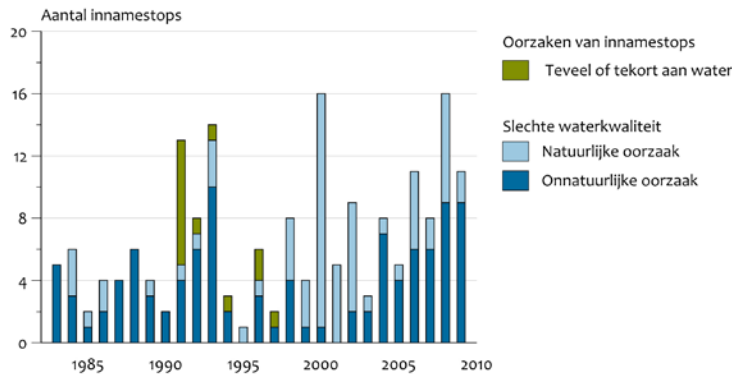


Figuur 1.8. Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater van zandgronden (bos/natuur/landbouw), in het drainwater van kleigronden (landbouw), in het bodemvocht van lössgronden (landbouw) en in slootwater van veengronden (landbouw), in de periode 1997-2003 (bron: Boumans et al., 2004, 2005); www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0516)

De kwaliteit van het grondwater is soms niet aanvaardbaar voor bereiding van drinkwater. De inname moet dan worden stopgezet (figuur 1.9). De oorzaak voor de slechte kwaliteit kan natuurlijk zijn (troebelheid) of onnatuurlijk. Bij onnatuurlijke oorzaken gaat het bijvoorbeeld om vervuiling door bestrijdingsmiddelen, zoals het geval is bij de winning in de Brabantse Biesbosch en bij het innamepunt bij Nieuwe Gein van de waterleiding Zuid-Kennemerland (www.compendiumvandeleeftomgeving.nl). Het betreft dan vooral puntlozingen via landbouwkundige gebruik. Sommige waterwinputten zijn vanwege de beïnvloeding door de landbouw gesloten.

Andersom geldt dat bij watertekort de landbouwsector hard getroffen kan worden. Boomteelt, tuinbouw en fruitteelt bijvoorbeeld zijn zeer gevoelig voor droogte en voor verzilting. In de fruitteelt kan de schade oplopen tot € 50.000/ha. Door te kiezen voor gewassen die daar beter tegen kunnen, zoals mais, graan of suikerbieten, vermindert de kans op economische schade aanzienlijk. Maar daartoe moet een boerenbedrijf helemaal worden omgegooid – met alle gevolgen en kosten van dien.

Innamestops waterwinning Brabantse Biesbosch



Bron: WBB\Evides\RIWA-Maas.

PBL/nov10/0269
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 1.9. Inname stops waterwinning Brabantse Biesbosch. Veroorzaakt door problemen in de kwantiteit of de kwaliteit. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Relatie tot andere ecosysteemdiensten

De winning van water is verbonden met verscheidene andere ecosysteemdiensten. De meeste zijn hierboven al aan de orde geweest. De binding is afhankelijk van de aard van het winningsgebied. Daar waar natuurgebieden worden gebruikt, is er een sterke relatie met culturele ecosysteemdiensten. Historisch is de lijn te zien dat waterwinning in natuurgebieden begint met benutting van het surplus aan water, vervolgens roofbouw pleegt en dat de winning van water wordt uitgeruild tegen andere culturele diensten (belevingswaarde, intrinsieke waarde, cultuurhistorie). Uiteindelijk is er een ontwikkeling geweest naar een meer gelijkwaardige belangtoekenning aan deze culturele diensten, mogelijk gemaakt door geavanceerde zuiveringstechnieken. Ook is er een sterke relatie van de waterwinning met de landbouwvoedselproductie, die enerzijds een belangrijke gebruiker is van water (beregening) en die anderzijds de beschikbare hoeveelheid oppervlaktewater sterk bepaalt, vanwege ontwateringswerken die de waterbeschikbaarheid in tijden van neerslagtekort sterk beperken.

De waarde van drinkwater

De maatschappelijke betekenis van drinkwater is zeer groot. Zonder water kunnen we simpelweg niet overleven. Maar al is de waarde van drinkwater nog zo groot, de prijs die we voor het dagelijks gebruik ervan betalen is laag (zie hieronder). Deze prijs wordt vastgesteld door de aandeelhouders van de waterleidingbedrijven – doorgaans zijn dit gemeenten en provincies – en omvat de kosten van productie, transport, maar ook overheidsheffingen zoals grondwaterbelasting.

De prijs die we betalen voor duizend liter drinkwater (één kubieke meter, of 'kuub') is ongeveer € 1,50 (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). Met andere woorden: een liter kost ongeveer € 0,0015, ofwel 0,15 eurocent. De waterprijs kan per regio verschillen, want de waterleidingbedrijven maken verschillende kosten door verschillen in grondstof (oppervlaktewater versus grondwater) en distributienet (landelijk versus stedelijk). Deze prijs hangt vooral samen met de directe gebruikswaarde van water. Indien de waterprijs echter ook een vergoeding bevat voor het in stand houden van bijvoorbeeld de duinen, dan wordt voor meer dan alleen de directe gebruikswaarde betaald. Met deze opcenten wordt bijvoorbeeld bijgedragen aan de waterzuiverende werking van het natuurgebied (indirecte gebruikswaarde) en het behoud van biodiversiteit (bestaanswaarde). Bovendien draagt een dergelijke vergoeding bij aan het onderhoud van recreatieve voorzieningen (ook een directe gebruikswaarde).

Veel ecosysteemdiensten met een directe gebruikswaarde zijn 'vermarktbaar'. Zo ook drinkwater. Daarmee bestaat de neiging te concluderen dat dé waarde van drinkwater gelijk is aan de marktprijs (zie algemene deel over waarderingmethoden). Maar deze prijs doet geen recht aan de maatschappelijke betekenis van drinkwater, zoals hierboven al uiteengezet. Het 'prijskaartje' dat aan water wordt opgehangen is, met andere woorden, niet gelijk aan de maatschappelijke waarde die de dienst vertegenwoordigt. Deze waarde is namelijk onnoemelijk veel hoger dan de marktprijs die voor drinkwater wordt betaald.

De economische waarde van drinkwater kan via de marktprijs worden achterhaald, hoewel strikt genomen de aandeelhouders de prijs van drinkwater vaststellen. Marktprijzen gelden sowieso voor mineraal- of bronwater, en deze zijn veel hoger dan de prijs van drinkwater uit de kraan: ongeveer € 0,70/l in de supermarkt tot € 2,00/0,3 l in de horeca. Per liter varieert de prijs van drinkwater dus van € 0,0015 (uit de kraan) tot € 6,00 (uit een flesje), ofwel 1:4000. Vanzelfsprekend zijn in de hogere prijs allerlei kosten opgenomen (waaronder productie-kosten, kosten van het bottelen, transportkosten), die niet van toepassing zijn voor het leveren van 'gewoon' leidingwater – alhoewel ook dit water wordt behandeld (belucht, ontijzerd, onthard enz.) voordat het als drinkwater wordt geleverd. Niettemin is er in kwaliteit geen of nauwelijks verschil tussen 'goedkoop' en 'duur' drinkwater en vormt mineraal- of bronwater een grotere belasting voor het milieu dan drinkwater uit de kraan (www.milieucentraal.nl). Van de prijs van water gaat nauwelijks een signalerende werking uit, die het gebruik beperkt. Integendeel zelfs: de lage prijs voor drinkwater uit de kraan werkt verspilling in de hand en daarmee de belasting van het winningssysteem (bijv. ecologische schade aan de duinen).

De bereidheid om voor mineraal- of bronwater een hogere prijs dan de € 0,0015 per liter te betalen, wordt onder meer bepaald door de plek en het tijdstip waarop het wordt aangeboden, de inscenering waarin het wordt genoten, de status die het verleent, en het al dan niet aanwezige kwaliteitsverschil. In al deze gevallen wordt betaald voor het product zelf, maar ook voor bovengenoemde 'externe' factoren. Maar de bijdrage van ecosysteemprocessen, die aan mineraal- of bronwater ten grondslag liggen, wordt door de meeste (zo niet alle) producenten niet in de prijs tot uitdrukking gebracht.

Kortom, de 'marktprijs' van water weerspiegelt van alles, maar vaak niet het belang die de achterliggende ecosysteemprocessen bij het product hebben gespeeld. Eventuele 'schade' aan het ecosysteem, bijvoorbeeld door vervuiling of achteruitgang van de duinen, komt in de marktprijs niet tot uitdrukking. Overigens kan de waarde van achterliggende ecosysteemprocessen geschat worden door toepassing van de productiefactormethode – als tenminste de fysieke relatie (ofwel de zogeheten dosis-effect relatie) tussen ecosysteemprocessen en het geproduceerde goed (drinkwater) bekend is. Deze monetaire waardering-methode is gebaseerd op het gegeven dat de waarde van ecosysteemprocessen wordt afgeleid van de bijdrage die deze processen leveren aan de marktbaar waarde van drinkwater. Wanneer de waterzuiverende functie van duinen achteruitgaat in kwaliteit zal dit (vermoedelijk) leiden een lagere productie van drinkwater. De geschatte fysieke productiewaarde kan in geld worden uitgedrukt door bestaande 'marktprijzen' van drinkwater te vermenigvuldigen met de verminderde productiehoeveelheid.

Door toepassing van deze productiefactormethode is het mogelijk nader inzicht te krijgen in met name veranderingen in ecosysteemprocessen waar men zich in het algemeen niet erg bewust is van de effecten die een verslechtering van de leefomgeving veroorzaakt. Methoden die uitgaan van 'daadwerkelijk geopenbaarde voorkeuren' (zie algemene deel over waardering) zijn in dat geval niet toepasbaar. Een nadeel is dat de methode staat of valt bij het kunnen vaststellen van een valide, betrouwbare en algemeen geaccepteerde relatie tussen ecosysteemprocessen en de in geld uit te drukken output. Dit blijkt in de praktijk soms erg moeilijk, mede vanwege de vaak complexe ruimtelijke en intertemporele aspecten van veranderingen in de leefomgeving (Ruijgrok *et al.*, 2004).

Wanneer de duinen zelf als natuurgebied moeten inkrimpen, bijvoorbeeld als gevolg van woningbouw, en er daardoor minder water gezuiverd kan worden dan neemt deze ecosysteemdienst vanzelfsprekend af. De verandering in baten kan dan worden gemonetariseerd op basis van de kosten die alternatieve (veelal technologische) manieren van waterzuivering met zich meebrengen. Immers, waterzuivering door de duinen brengt de baat van uitgespaarde of vermeden zuiveringskosten met zich mee. Zo gebruikt het 'kentallenboek' van het voormalige ministerie van LNV (2006) hiervoor de rioolzuiveringskosten. Dat betekent dat wanneer er minder duinen voor waterzuivering beschikbaar zijn, er water door waterzuiveringsinstallaties gezuiverd moet worden. De hieruit voortvloeiende waarde kan bijvoorbeeld gebruikt worden in besluitvormingsinstrumenten, zoals MKBA.

De kosten die daarmee samenhangen zijn, aldus het 'kentallenboek' (2006):

- * € 2,20 per kilogram verwijderd nitraat;
- * € 8,50 per kilogram verwijderd fosfaat;
- * € 0,31 per kilogram verwijderd metaal; en
- * € 0,148 per kilogram verwijderde koolstof.

Daarnaast zijn er nog andere stoffen die de kwaliteit van drinkwater beïnvloeden. Zo zijn de gemiddelde zuiveringskosten als gevolg van bestrijdingsmiddelen € 0,315 per m³.

In theorie geldt daarmee: hoe minder duinen er overblijven, hoe meer van deze zuiveringskosten gemaakt moeten worden. De extra zuiveringskosten die momenteel door drinkwaterbedrijven worden gemaakt omdat het grondwater niet voldoet aan de normen van de Grondwaterrichtlijn bedragen landelijk ongeveer € 500 miljoen per jaar (Van der Lei *et al.*, 2007). Aangezien volgens deze auteurs 19% van onze totale hoeveelheid geproduceerd drinkwater (1.184 miljoen m³) door de duinen wordt gezuiverd (2% regenwater dat in de duinen infiltreert en 17% infiltratiewater – water van 'buiten' de duinen dat door de mens in een aantal duingebieden wordt geïnfilteerd) zullen deze zuiveringskosten verder toenemen bij een teloorgang van duingebied.

Literatuur

- Boumans, L.J.M., B. Fraters, G. van Drecht, 2004. Nitrate leaching by atmospheric N-deposition to upper groundwater in the sandy regions of the Netherlands in 1990. *Environmental Monitoring and Assessment*, 93 (1-3), pp. 1-15.
- Boumans, L.J.M., B. Fraters, G. van Drecht, 2005. Nitrate leaching in agriculture to upper groundwater in the Sandy regions of the Netherlands during the 1992-1995 period. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102 (1-3), pp. 225-241.
- CBS, 1998. Watervoorziening van de Industrie en Elektriciteitscentrales 1996. Voorburg/Heerlen, Centraal Bureau voor de Statistiek.
- Lei, E. van der, S. Terpstra, S.E. Hoogewoning, 2007. Baten van Water. Het Waterhuishoudingplan in Balans. Amersfoort, Twynstra Gudde, rapport 470571/STE/MZF.
- LNV, 2006. Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Eerste editie. Den Haag en Rotterdam, LNV en Witteveen+Bos.
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer en H. Verbruggen., 2004. Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI. Den Haag, Min. V&W.
- Tiktak, A., J. van Bakel, J. Delsman, H. Hakvoort, T. Kroon, N. Kukuric, W. de Lange, R. Pastoors, G. Prinsen, A. Veldhuizen, T. Vergroesen en J. Verkaik, 2008. Plausibiliteit van het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium (versie 1+). Alterra, Deltares, PBL, Min. V&W, STOWA.
- VEWIN, 2002. Waterleidingstatistiek 2000. Rijswijk, Vereniging van Exploitanten van Waterwinbedrijven in Nederland.
- VEWIN, 2008. Rapport Waterleidingstatistiek 2007. Rijswijk, Vereniging van Exploitanten van Waterwinbedrijven in Nederland Vewin 2008/82/6259.
- VEWIN, 2010. Biodiversiteit en waterwinning. Rijswijk, VEWIN.
- VROM, 2010. Draaiboek Monitoring Grondwater voor de Kaderrichtlijn Water. Den Haag, Definitief rapport 9T7892. www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/waterkwaliteit/#ref-vrom.

Bijlage 2 Waterbergend vermogen

Samenvatting

Inzichten

- (1) Vasthouden en bergen van water als ecosysteemdienst is met name in de hoger gelegen delen van Nederland voor de hand liggend (beekdallandschappen). De cultuurtechnische ingrepen uit het verleden, hebben het waterbergend vermogen van het landschap sterk aangetast. De positieve effecten van de versnelde waterafvoer zijn in de loop der tijd overschaduw door de negatieve kanten ervan. Het veranderende klimaat, het veranderde agrarische gebruik en de toegenomen bebouwing (verharding) zijn hier debet aan.
- (2) Daarnaast is recuperatie van de waterbergingsfunctie (sponswerking) van landbouwgrond in het lager gelegen, vlakke Nederland belangrijk om piekafvoeren af te vlakken. Deze sponswerking is afhankelijk van het organisch stofgehalte van de bodem, en ondersteunt op haar beurt andere bodemfuncties (stapelings).
- (3) In de lager gelegen delen van Nederland is waterberging (als bescherming tegen het overstromen van bebouwd gebied) nu veelal aangewezen op landbouwpolders die voor tijdelijke opslag kunnen worden gebruikt. Lokaal worden ecosysteemdiensten dan tijdelijk tegen elkaar uitgeruild (voedselproductie-waterberging). Voornaamste doel van deze voorziening is minimalisering van de economische schade (landbouwproductie versus stedelijk gebied).
- (4) In beekdalen wordt vasthouden en berging van water bevorderd door middel van minder diepe insnijding van de beken, meer meandering en toename van hoogopgaande begroeiing in de beekdalen. Water wordt dan (a) minder water uit een gebied afgevoerd, (b) tijdelijk geborgen en is daardoor langer in een gebied beschikbaar. Tegelijk is er minder erosie en kan de kwaliteit van het water worden verbeterd.
- (5) Waterberging is goed stapelbaar met andere ecosysteemdiensten. Waterberging betekent geen exclusieve beslaglegging op ruimte in de zin dat daar geen andere functies mogelijk zijn. Met waterconservering, bijvoorbeeld, wordt een dubbel doel gerealiseerd: het levert een retentiecapaciteit op waarmee in het natuur verdrogging kan worden tegengegaan en voor de landbouw water beschikbaar is in droge perioden. De natuur- en landbouwfunctie worden dus beide versterkt met deze waterretentie.
- (6) De belangrijkste baten van waterberging zijn de vermeden schade aan woningen, bedrijven, landbouw en infrastructuur (in de Randstad, olopend tot 300 miljard euro). Bovendien kan waterberging recreatieve baten opleveren, waardevolle natte natuur mogelijk maken, en het gevoel van veiligheid doen toenemen. Hier tegenover staat kosten vergroten van het waterbergend vermogen, voornamelijk voor het ongedaan maken van eerder aangelegde cultuurtechnische werken. Voor het beekdallandschap in Limburg, bijvoorbeeld, worden de kosten geraamd op 900 miljoen euro.
- (7) Cultuurtechnische ingrepen die in het verleden zijn uitgevoerd, hebben het waterbergend vermogen van het landschap sterk aangetast. De beoogde positieve effecten van de versnelde waterafvoer zijn in de loop der tijd overschaduw door de negatieve kanten ervan. Het veranderende klimaat, het veranderde agrarische gebruiken de toegenomen bebouwing (verharding) zijn hier debet aan. Een voorbeeld uit Limburg laat zien dat waterberging als ecosysteemdienst in het bekenlandschap een aantrekkelijke oplossing kan bieden voor problemen met water.

Boodschappen en perspectief

- (1) Het vergroten van het waterbergend vermogen van beekdalen pakt in hoofdzaak gunstig uit voor zowel de landbouwkundige functie (productiedienst) als de natuurfunctie (biodiversiteit). Ook andere ecosysteemdiensten (recreatie, cultuurhistorie) kunnen er door worden versterkt.

Dat neemt echter niet weg dat, wanneer beken weer volop mogen meanderen en er inundatiegebieden worden aangewezen, er in sommige gebieden ook verliezers (o.a. in de landbouw) zijn. In deze gebieden gaat de keuze voor de ene ecosysteemdienst ten koste van de ander.

- (2) Opmerkelijk is dat er voor de situatie zoals die in Limburg is, geen of nauwelijks alternatieven voorhanden zijn om de gewenste waterbergingscapaciteit te realiseren. Verdergaande cultuurtechnische maatregelen zijn zeer kostbaar, komen maar gedeeltelijk aan de wateropgave tegemoet en/of hebben ongewenste neveneffecten.
 - (3) De kosten die met waterretentie zijn gemoeid, zijn op dit moment moeilijk te schatten, al zullen ze op landelijk niveau substantieel zijn (honderden miljoenen). Het is te verwachten dat door slim gebruik te maken van ecosysteemdiensten (met name inrichting beekdalen, benutten natuurgebieden en bevorderen organisch stofgehalte van de akkerbodem) de kosten belangrijk kunnen worden beperkt en waterretentie voor een belangrijk deel kan worden ingepast in het bestaande gebruik.
 - (4) Bij innovatieve ontwikkelingen waarbij nieuwe waterberging worden ontwikkeld voor combinatie van waterberging met woningbouw en landbouw, ontstaan nieuwe ruimtelijke perspectieven en zal tevens de kosten-baten verhouding verschuiven. Belangrijk aspect is ook de ontwikkeling van mechanismen waarbij de baten ten goede komen van marktpartijen die de investeringen (kosten) doen.
-

Uitwerking

Inleiding

In Nederland is er in toenemende mate sprake van watertekort enerzijds en wateroverlast anderzijds. Dat heeft onder meer te maken met het veranderende klimaat en het daarmee samenhangende neerslagpatroon en het veranderende grondgebruik, waarbij met name de toename van het verharde oppervlak belangrijk is. In dat kader is rond 2001/'02 de visie waterbeheer in de 21^e eeuw (WB-21) ontwikkeld. Bij het zoeken naar oplossingen voor deze problematiek is teruggegrepen op natuurlijke basisprincipes met als volgorde in handelend optreden: water vasthouden, water bergen en water afvoeren (nationaal waterplan 2009-2015; www.uvw.nl/producten-nationaal-waterplan.html).

Bij het vasthouden en bergen van water, wat vooral (maar niet uitsluitend) in de hoger gelegen delen van Nederland speelt, kunnen ecosysteemdiensten een belangrijke rol spelen (figuur 2.1). Het gaat dan met name om het gebruik maken van beekdalen en moerassen, gebieden met een natuurfunctie die zich in beginsel prima lenen voor combinatie met deze waterfuncties (Verdonschot, 2010). Zij doorsnijden reliëfrijk gebied waar wateroverschot – en de daarmee gepaard gaan overstromingen – een actueel probleem is, getuige de overstromingen van de beken in Zuid- en Midden Limburg van medio november 2010 en januari 2011⁸.

⁸ (www.parool.nl/parool/nl/224/BINNENLAND/article/detail/1051026/2010/11/14/Overstromingsgevaar-Zuid-Limburg-geweken.dhtml; www.nieuwslog.nl/2011/01/07/overstromingen-in-limburg-door-smeltend-sneeuw).



Figuur 2.1. Beekdalen in Nederland. Met name in oostelijk Nederland liggen veel beekdalen. In dat gebied heeft waterberging interessante perspectieven. Daar kunnen waterbeheersing, natuurversterking en hydrologische verbetering van de landbouw hand in hand gaan. (Bron: Verdonschot 2010).

In de lager gelegen delen van Nederland ligt het accent op water afvoeren (naar zee). De waterberging die hier wordt gecreëerd is belangrijk als bescherming van stedelijk gebied tijdens perioden van pieken in wateraanvoer. In de veel gevallen gaat het daarbij om landbouwpolders die voor tijdelijke opslag kunnen worden gebruikt. Deze functie van polders kan weliswaar als ecosystemedienst worden beschouwd – landbouwgebied wordt immers gecombineerd met tijdelijke wateropslag – maar toch is deze functiecombinatie minder geslaagd dan in de hoger gelegen delen van Nederland, omdat het in polders opslaan en bergen van water vaak vernietiging van gewas en voedsel tot gevolg heeft. De ecosystemediensten worden tijdelijk tegen elkaar uitgeruild. Dat polders toch voor waterberging worden gebruikt, is vooral gebaseerd op het (al dan niet via een MKBA verkregen) argument dat schade in landbouwgebieden minder ernstig wordt verondersteld (lees: lagere kosten met zich meebrengt) dan schade in bebouwd gebied.

Daarnaast is het vermogen van de bodem om regenwater op te vangen en korte of langere tijd vast te houden (sponswerking) overal in Nederland belangrijk. Dit om piekafvoeren af te vlakken wat bijdraagt aan een afname van wateroverlast en overstromingen. Deze sponswerking ondersteunt bovendien andere bodemfuncties (vochtregulatie, bodemvruchtbaarheid, ziekteverend vermogen, weerstand tegen wind- en watererosie e.d.). Dit waterbergend vermogen, dat vooral gekoppeld is aan aanwezigheid van organische bodembestanddelen, is in landbouwgebieden in de afgelopen decennia aangetast door intensieve grondbewerking en gebruik van anorganische meststoffen. Door aangepaste grondbewerking en organische bemesting is dit vermogen in principe te herstellen, al is daar de nodige tijd mee gemoeid (Faber *et al.*, 2009).

Limburg als casus: beken en waterbeheersing

Om een concreet beeld te geven van de betekenis van beekdalen bij het vasthouden en bergen van water, nemen we de provincie Limburg als voorbeeld. In deze provincie speelt de waterbergingsproblematiek in hoge mate: wateroverlast doet zich mede gezien de ontwikkelingen in klimaat en de veranderingen in landgebruik, steeds vaker voor. De waterbergende kwaliteiten die het Limburgse landschap in potentie heeft, kunnen wellicht een belangrijk aandeel in de oplossingen bieden. Deze oplossingsrichting is onderdeel van het huidige beleid (Provincie Limburg *et al.*, 2003): om de veranderingen in het wateraanvoerregime het hoofd te bieden, worden onder meer oplossingen gezocht in de inrichting van beekdalen.

De hoeveelheid water die door een gebied wordt afgevoerd hangt sterk samen met de insnijding en meandering van de beek, de hellingshoek van de oevers, de aanwezigheid van sloten en greppels en de begroeiing in het beekdal (bos, gras, kale grond) en dergelijke. Veel in het verleden uitgevoerde cultuurtechnische werken zijn juist gericht geweest op een snelle waterafvoer. Om die reden zijn de meeste Nederlandse beken diep ingesneden. De overgang tussen beek en aangrenzende gronden is abrupt en het cultuurland is vergaand gedraineerd door sloten en greppels. Dat zorgt voor een snelle afvoer van water – die destijds ook werd beoogd – maar geeft tegelijkertijd risico op veel erosie, met name bij neerslagpieken. Sediment en voedingsstoffen komen dan in de beek terecht en kunnen voor wateroverlast zorgen. Bij een minder diepe insnijding en zonder drainage (dat wil zeggen, het dempen van sloten en greppels) wordt dit risico verkleind. Voorts zijn beken zijn vaak rechtgetrokken. Dat betekent een snelle afvoer bij een groot wateraanbod, met overstromingsrisico's in het ontvangende gebied.

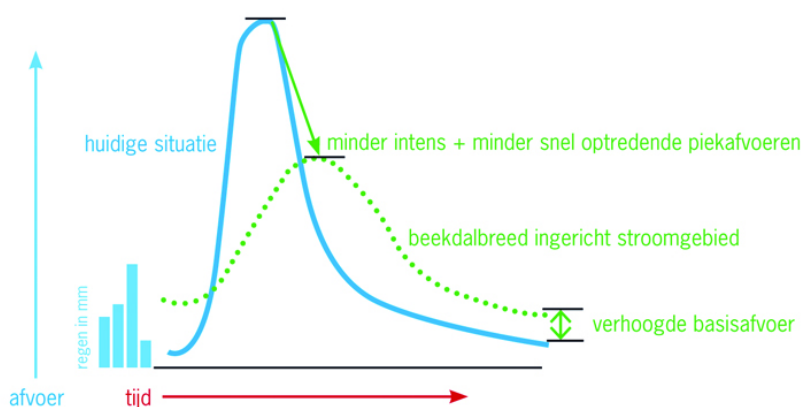
Door het (weer) laten meanderen van beken wordt de stroomsnelheid verkleind en wordt de verblijftijd in het gebied vergroot. De aanwezigheid van begroeiing, ten slotte, vermindert en vertraagt het indringen van regenwater in de ondergrond. Het regenwater sijpelt langs de begroeiing naar beneden (vertraging) en voordat het de grond bereikt is een deel al verdampt (vermindering). Een deel van het in de grond doorgedrongen water wordt door de planten opgenomen en verdampt (vermindering). Hogere begroeiing (bomen) is hierin effectiever in dan lagere begroeiing (gras) (Dolman & Moors, 1993). Bomen bewerkstelligen door hun hoogte een grotere vertraging en zorgen voor meer verdamping (blad- en stamoppervlak). De verdamping in verschillende begroeiingstructuren loopt sterk uiteen, en varieert tussen ca 230 mm (kale grond) en 700 mm/jr (naaldbos). Dit geeft aan hoe zeer met begroeiing de waterafvoer kan worden gestuurd.

Een andere belangrijke eigenschap is dat een doorwortelde bodem beter bestand is tegen erosie dan kale grond. Al deze factoren tezamen bepalen dat (i) er minder water wordt afgevoerd; (ii) dit water bovendien trager wordt afgevoerd; en (iii) er water tijdelijk wordt geborgen. Door dit alles ontstaat er een betere 'sponswerking' (term naar Tamis *et al.*, 2008) (figuur 2.2a,b). Deze kwaliteiten gaan goed samen met een natuurlijke vormgeving van de beek: meandering, ondiepe insnijding, geen drainage, en een continue aanwezigheid van begroeiing met gevarieerde structuur. Anders gezegd, een natuurlijk beekdal is bij uitstek in staat om die diensten te vervullen die men in de visie waterbeheer in de 21^e eeuw voor ogen heeft.



Figuur 2.2a. Berging en sponswerking van een beekdal door bebossing, en vrije meandering. Vrije meandering geeft bovendien verbetering leefruimte en migratiemogelijkheden voor vis en andere waterorganismen. (Bron: Verdonschot 2010).

veerkracht van het beekdal na een regenbui



De beekdalbrede inrichting geeft meer veerkracht en is klimaatbestendig

Figuur 2.2b. Vertraagde waterafvoer van een op water vasthouden ingericht beekdal na een regenbui. (Bron: Verdonschot, 2010).

Opgave waterberging

De opgave waarvoor de provincie Limburg zich gesteld ziet is om een zodanig waterregime te krijgen dat overlast in stedelijk gebied en in landelijk gebied tot een aanvaardbaar maximum wordt beperkt. In de provincie Limburg is dat zodanig uitgewerkt dat inundatie van het stedelijk gebied maximaal eenmaal in de 50-100 jaar en in het landelijk gebied eenmaal per 25-50 jaar voor kan komen. Om dit te bereiken zoekt men de oplossing in het vergroten van de bergingscapaciteit en het vertragen van de afvoer door beken en wel zodanig dat het watervolume dat tijdens piekperiodes wordt afgevoerd met circa 20% wordt verminderd. Deze vermindering kan worden verkregen met het realiseren van een extra bergingscapaciteit van circa 11 miljoen m³. Dit is de wateropgave waarvoor de provincie Limburg zich gesteld ziet.

Aandeel ecosysteemdiensten bij realisatie van de opgave

Om de Limburgse wateropgave van 11 milj. m³ extra waterberging en -retentie te realiseren, is in een aantal maatregelen voorzien. Deze zijn in tabel 2.1 samengevat.

Tabel 2.1. Voorgestelde maatregelen om waterretentie te bevorderen en afvoer te vertragen (bron: provincie Limburg et al., 2003).

Maatregel	Gebiedsomvang (ha)	Bijdrage wateropgave (m ³ x milj.)	Meekoppelingen
Vasthouden			
Waterconservering			
* Natuur	8.700	6,6	* Vermindering piekafvoer
* Landbouw	52.600	2,6	* Vermindering regionale wateroverlast
Erosiemaatregelen	5.300	0,2	* Vermindering verdroging
Afkoppelen verhard oppervlak	1.200	1,5	* Verbetering waterkwaliteit
Bergen			
Herinrichting beken	1.660 (830 km)	1,2	* Ecologisch herstel
Natuurlijke retentie	3.500	8,7	* Landschappelijk herstel
Bassins	3,5a	0,4	* Aanvulling grondwater
Erosiebuffers	95	0,8	* Tegengaan uitspoeling
			* Versterking recreatie en toerisme

^a In het document van de provincie Limburg staat hier een omvang van 3.500 ha genoemd, maar vermoedelijk is dit getal abusievelijk opgenomen en niet correct.

De waterbijdragen van de afzonderlijke maatregelen bedraagt circa 20 miljoen m³ en voldoet dus ruim aan de doelstelling van 11 miljoen m³. Dat lijkt op het eerste gezicht royaal, maar een zekere overdimensionering is noodzakelijk, omdat pieken zich vaak plaatselijk voordoen. De beschikbare bergingscapaciteit ligt ruimtelijk door het gehele gebied verspreid en kan daardoor niet voor elders optredende, plaatselijke pieken worden ingezet.

Tabel 2.1 laat zien wat de gebiedsomvang is die met de diverse maatregelen is gemoeid. Deze arealen betekenen geen beslaglegging in de zin dat daar geen andere functies mogelijk zijn. Met waterconservering, bijvoorbeeld, wordt een dubbel doel gerealiseerd: het levert een retentie-capaciteit op van 8,8 miljoen m³, en daarmee wordt in het natuurdeel (8.700 ha) verdroging tegengegaan en in het landbouwdeel (52.600 ha) water geconserveerd ten behoeve van de landbouw. De natuur- en landbouwfunctie worden dus versterkt met deze waterretentie. De erosie maatregelen hebben betrekking op kwetsbare, veelal hellende gebieden en betreffen aanleg van grasstroken en het verbod op scheuren van bestaand grasland. In feite gaat het om het 'beperkingen van vrijheidsgraden' in het landbouwkundig gebruik.

Bij de maatregel 'afkoppelen van verhard oppervlak' wordt het van daken, wegen, trottoirs, etc. afgevoerde water niet langer via het rioolstelsel, maar naar bergings- en infiltratievoorzieningen afgevoerd. Met de herinrichting van beken gaat het om hermeandering en extensivering van het onderhoud van de beken, waarbij ruimte is voor spontane vegetatie-ontwikkeling en de vorming van zandbanken. Vegetatie en zandbanken, vormen een natuurlijke manier om de afvoer van water af te remmen. Met een geplande gemiddelde meanderstrook van 10 m aan weerszijden van de beek gaat het om een ruimtebeslag van circa 1.660 ha. Door de vrije meandering van beken wordt de stroomsnelheid afgeremd en zullen beken vaker buiten hun oevers treden. In deze zogeheten overloopgebieden zal water worden geborgen. Hier is circa 3.500 ha mee gemoeid. Deze ruimte blijkt voor het grootste deel binnen bestaand natuurgebied (Provinciale Ecologische Hoofdstructuur, PES) te liggen. Voor circa

10% zal in landbouwgebied buiten de PES gezocht moeten worden. Met deze retentie wordt een zeer belangrijk deel van de opgave gerealiseerd, namelijk 8,7 miljoen m³. Ook hier is sprake van doelen die elkaar versterken: de berging draagt bij aan het ecologische herstel van de beken en de realisatie van de verbindingzones tussen natuurgebieden. Retentie gaat hier dus hand in hand met realisatie van natuurdoelen. Kortom, de benutting van de ecosystemendienst versterkt het ecosysteem dat de dienst levert.

Externe effecten die de dienst met zich meebrengt

Bij het realiseren van een grotere vasthoud- en bergingscapaciteit wordt een aantal externe effecten onderkend, zowel positief als negatief (provincie Limburg *et al.*, 2003). Positieve externe effecten zijn: (i) extra denitrificatie als gevolg van de structureel hogere grondwaterstanden, waardoor de kwaliteit van het oppervlaktewater verbetert; en (ii) minder verspreiding van schadelijke stoffen door vermindering van de bodemerosie (figuur 2.3).



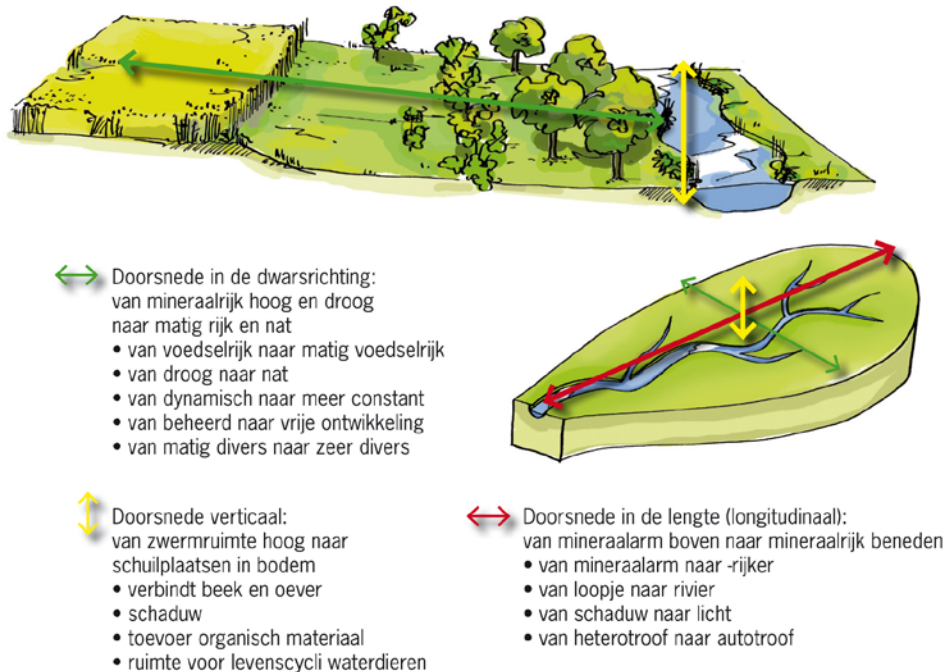
Figuur 2.3. Het vasthouden en verwijderen van stikstof in een beekdal. De meststikstof uit grasland wordt op weg naar de beek voor een deel door de begroeiing opgenomen en verdwijnt voor een deel naar de lucht, een 20-95% effectieve verwijdering. Hoe breder het beekdal, hoe meer verwijdering. (Bron: Verdonschot 2010).

Als negatieve effecten worden genoemd: (i) vermindering van de afvoer van schadelijke stoffen door het vasthouden van water (NB: men blijft dus met de 'rommel' zitten, die anders vanzelf wordt opgeruimd. Dit is dus een twijfelachtig nadeel); (ii) risico op mobilisatie van fosfaat en zware metalen door structureel hogere grondwaterstanden; en (iii) water van ongewenste kwaliteit in inundatiegebieden. Bij deze externe effecten valt op dat ze niet zozeer eigen zijn aan de ecosystemen die de dienst waterbergend vermogen leveren, maar dat ze veroorzaakt worden door (economische) activiteiten elders (zoals landbouw). De effecten van deze activiteiten dringen zich nu pas op en werken mogelijk nog lang door.

Relatie met andere ecosystemendiensten

De voorgenoemde maatregelen hebben een ruimtelijk beslag, met name in landbouw- en natuurgebied. Voor de uitwerking zoals die voor Limburg ontwikkeld is, geldt dat met de toegevoegde retentiecapaciteit (voor circa 80% van het beïnvloede areaal) zowel landbouw als natuur worden versterkt. Van functieverandering of uitruil van functies is daar geen sprake. De resterende 20% van de te realiseren retentiecapaciteit heeft ingrijpender gevolgen. De hermeandering van beken en de daarmee samenhangende inundatiegebieden heeft voor 90% betrekking op bestaand natuurgebied en voor 10% (circa 350 ha) op landbouwgebied. Indien daadwerkelijk gekozen wordt voor het tot stand brengen van extra waterbergend vermogen in deze landbouwgebieden, dan is er vermoedelijk nauwelijks nog levensvatbare landbouw mogelijk. In een dergelijke situatie – en met inachtneming van de maatschappelijke gevolgen – ligt het voor de hand aan deze gebieden een natuurfunctie toe te kennen: daar is dus uitruil van functies aan de orde.

Ecosysteemdiensten die mogelijk mee profiteren van het realiseren van waterbergend vermogen zijn, onder andere, verbetering waterkwaliteit en -kwantiteit (aanvulling grondwater), informatieve waarde (door middel van ecologisch en , landschappelijk herstel), en recreatie en toerisme (tabel 2.1 en figuur 2.4).



Figuur 2.4. Ecosysteempromessen in een beekdal. Deze processen (water, chemie en biologie) zijn met name interessant bij de overgang tussen de verschillende zones. Deze natuurlijke processen zijn de drijvende kracht van variatie en daarmee in de weerbaarheid en klimaatbestendigheid van het beekdal (Bron: Verdonschot, 2010).

De waarde van waterberging

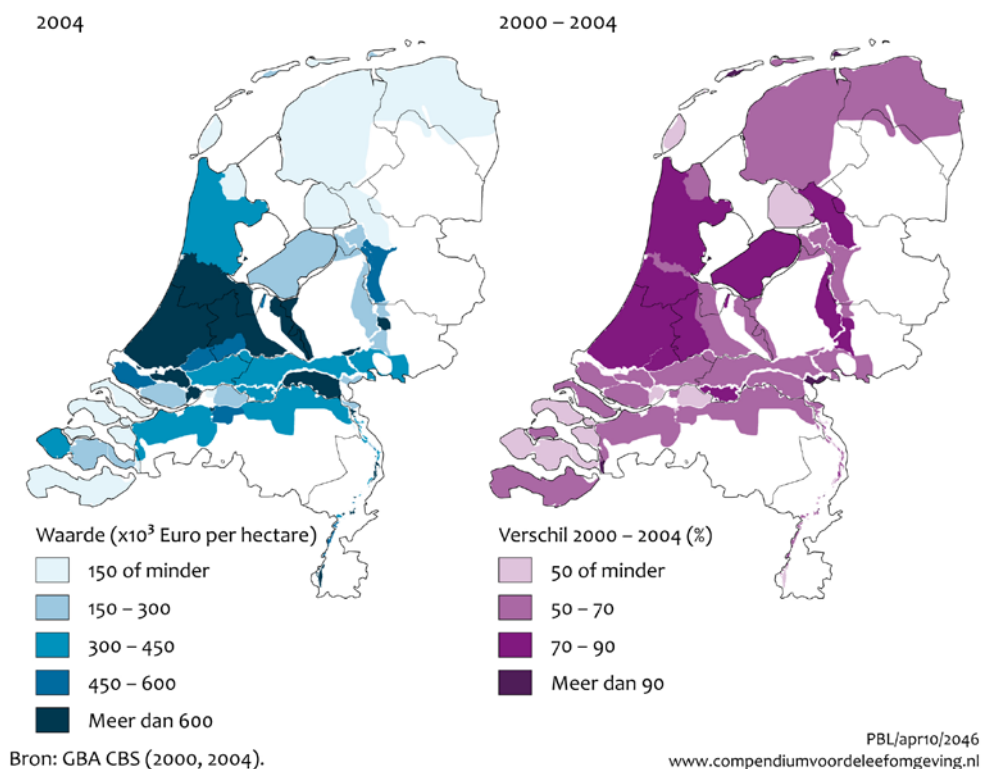
Er zijn velerlei baten van waterberging denkbaar. De belangrijkste baten zijn de vermeden schade aan woningen, bedrijven, landbouw, en infrastructuur. Waterberging beschermt immers tegen overstroming. Tegelijkertijd kan waterberging recreatieve baten opleveren, extra natuur mogelijk maken, en het gevoel van veiligheid laten toenemen (De Blaeij en Reinhard, 2008). Opvallend is overigens dat in het 'kentallenboek' van het voormalige ministerie van LNV (2006) ook nog een andere specifieke baat wordt genoemd, namelijk het hebben van een strategische watervoorraad. Dat wil zeggen, bijkomende baten zijn volgens dit 'kentallenboek' de vermeden schade aan huishoudens en bedrijven door watertekort.

De waarde van waterberging wordt bepaald door allereerst te bepalen welke verandering in overstromingskans door extra 'waterbergende natuur' teweeg wordt gebracht. Het 'kentallenboek' geeft ingewikkelde schema's en formules waarmee de huidige en de nieuwe overstromingskans kan worden bepaald. De baat van bescherming tegen overstroming kan worden gekwantificeerd door het verschil te bepalen tussen de huidige en de nieuwe overstromingskans. Indien dit verschil positief is, is er sprake van een baat. Als het verschil negatief is, van een kost.

Vervolgens vindt monetaarisering van deze baat plaats. Voordat we specifiek ingaan op de casus Limburg, presenteren we eerst een aantal inzichten die meer algemeen voor Nederland

gelden. Bij moneterisering van waterbergend vermogen gaat het vooral om de vermeden schade aan woningen, bedrijven, landbouw, en infrastructuur. Het 'kentallenboek' (LNV, 2006) schat deze 'economische schade' voor buitendijkse riviergebieden op € 32.000,- per ha. Bij buitendijkse kustgebieden bedraagt de 'economische schade' door overstromingen € 160.000,- per ha. Deze bedragen zijn te gebruiken in een besluitvormingsinstrument als de MKBA. Dankzij waterberging wordt dus voorkomen dat er 'economische schade' als gevolg van overstroming ontstaat aan een gebied. Overigens komt het PBL (zie [Compendium voor de Leefomgeving](#) (zie figuur 2.5) op andere 'economische waarden' dan het 'kentallenboek'.⁹

Economische waarde per dijkkringgebied



Figuur 2.5. Economische waarde per dijkkringgebied en de ontwikkeling van deze waarde in de periode 2000-2004. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Het Compendium van de Leefomgeving schrijft over deze economische waarden namelijk het volgende: “De waarde onroerende zaken (WOZ-waarde) per hectare per dijkkringgebied geeft een indicatie van de potentiële economische schade bij overstroming. De grootste economische waarde van vastgoed per hectare komt voor in dijkringen in de Randstad en delen van Gelderland (zie figuur 2.5). In het noorden en delen van Zeeland is die waarde per hectare aanzienlijk kleiner. Dergelijke verschillen in economische risico's zijn in grote lijnen terug te vinden in verschillen in veiligheidsnormen. Wel liggen de veiligheidsnormen in Gelderland aanzienlijk lager dan in de Randstad. Tussen 2000 en 2004 is de WOZ-waarde in grote delen van de dijkringen met meer dan 70% toegenomen door ontwikkelingen op de vastgoedmarkt. De grootste toename is gemeten in Noord- en Zuid-Holland en Flevoland.”

⁹ Het verschil wordt vermoedelijk bepaald doordat het PBL uitgaat van de waarde per hectare per dijkkringgebied, en het 'kentallenboek' niet.

Het Compendium vervolgt: “De WOZ-waarde geeft slechts een indicatie van de potentiële economische schade na overstroming. In het project ‘Veiligheid Nederland in Kaart’ is voor een zestiental dijkkringen de economische schade als gevolg van overstroming berekend. Afhankelijk van het overstromingsscenario varieert de berekende economische schade van honderden miljoenen euro’s tot bijna driehonderd miljard euro in delen van de Randstad. Deze schade treedt op als de hele dijkkring vol water staat. Uit gedetailleerde berekeningen blijkt dat in de meest waarschijnlijke ‘overstromingsscenario’s slechts een deel van de dijkkring overstroomt; door allerlei hogere lijnelementen in een dijkkring blijft overstroming vaak tot een klein deel van de dijkkring beperkt. Gemiddeld is de economische schade daarom aanzienlijk lager dan de maximale schade.”

Wanneer we ook vanuit monetair oogpunt ons richten op Limburg als casus, dan komen we tot de volgende getallen. In het document ‘Stroomgebiedvisie Limburg’ (Provincie Limburg *et al.*, 2003) wordt ernaar gestreefd de overstromingskans door wateroverlast in het stedelijke gebied van Zuid-Limburg te verlagen van eens in de 25 jaar naar eens in de 50 tot 100 jaar. Daartoe stellen de auteurs verschillende maatregelen voor, waarbij water vasthouden (bijvoorbeeld door waterconservering in natuurgebied en brongerichte erosie maatregelen) en waterberging door retentie voor deze exercitie het belangrijkste zien (zie hierboven, tabel 2.1). De kosten die waterbergende maatregelen met zich meebrengen, zijn (zie tabel 2.2).

Tabel 2.2. Voorgestelde maatregelen om waterretentie te bevorderen en afvoer te vertragen, en de kosten die daarmee samenhangen (bron: provincie Limburg *et al.*, 2003).

Maatregel	Gebiedsomvang (ha)	Bijdrage water-opgave (m ³ x milj.)	Kosten (in miljoenen euro’s)
Vasthouden			
Waterconservering			
* Natuur	8.700	6,6	120
* Landbouw	52.600	2,6	24
Erosie maatregelen	5.300	0,2	30
Afkoppelen verhard oppervlak	1.200	1,5	285
Bergen			
Herinrichting beken	1.660 (830 km)	1,2	200
Natuurlijke retentie	3.500	8,7	125
Bassins	3,5 ^a	0,4	85
Erosiebuffers	95	0,8	57

^a In het document van de provincie Limburg staat hier een omvang van 3.500 ha genoemd, maar vermoedelijk is sprake van een ‘kommafout’.

De monetaire baten die hier tegenover staan, worden helaas niet genoemd in het document ‘Stroomgebiedvisie Limburg’ (Provincie Limburg *et al.*, 2003). Maar het ‘kentallenboek’ stelt dat deze grofweg kunnen worden geschat door het areaal van het gebied waar als gevolg van de waterretentie de kans op schade door overstroming is verkleind te vermenigvuldigen met de prijs van deze economische schade (die dus wordt vermeden).¹⁰ Ook omtrent de omvang van het gebied waar als gevolg van de waterretentie de kans op overstromingen kleiner wordt, geeft het document echter weinig inzicht. Dus, we weten weliswaar de kosten van allerlei waterretentie bevorderende maatregelen, maar de baten zijn moeilijk te bepalen of te achterhalen. Het nadeel van een dergelijke eenzijdig weergeven is dat de indruk kan ontstaan dat de ecosysteemdienst waterbergend vermogen alleen maar geld kost terwijl dit zeker niet

¹⁰ Het ‘kentallenboek’ (LNV, 2006) merkt terecht op dat er ook meer gedetailleerde berekeningen mogelijk zijn, maar de methoden waarop deze berekeningen zijn gebaseerd, zijn tamelijk tijdrovend. Niettemin, voor een volwaardige MKBA zouden deze methoden moeten worden toegepast.

het geval is. Overigens geeft het Limburgse document wél de kosteneffectiviteit van de maatregelen weer, in euro per m³. Hoe dan ook, het is goed te benadrukken dat – zoals het Compendium van de Leefomgeving stelt – de baten in de meest extreme situatie kunnen oplopen tot honderden miljoenen euro's. Onduidelijk is echter hoe deze baten zijn berekend (via welke waarderingmethode en vanuit welk waarderingmotief – zie Hoofdstuk 4).

Naast bovengenoemde 'economische' baten zijn er nog de baten die 'zachter' van aard zijn, zoals de baten die samenhangen met de biodiversiteitswaarde en belevingswaarde. Deze zijn weliswaar moeilijk in geld uit te drukken maar kunnen wel omvangrijk zijn. Met andere woorden, door het waterbergend vermogen van een gebied te vergroten, kunnen de biodiversiteitswaarde en de recreatieve beleving in het gebied aanzienlijk toenemen. Dat uit zich bijvoorbeeld in een hogere biodiversiteit en een gevarieerder landschap. Vanuit besluitvormingspunt is het belangrijk deze 'zachtere baten' mee te nemen. Maar omdat onbekend is hoe het Compendium voor de Leefomgeving de baten van waterbergend vermogen heeft berekend, is het mogelijk dat deze lastig te moneteriseren baten er op de één of andere manier al wel in opgenomen zijn.

Opmerkelijk is dat er voor een situatie zoals in Limburg, niet of nauwelijks alternatieven voorhanden zijn om de gewenste waterbergingscapaciteit te realiseren. Verdergaande cultuurtechnische maatregelen zijn zeer kostbaar, komen maar gedeeltelijk aan de Limburgse wateropgave tegemoet of hebben ongewenste neveneffecten.

Van Limburg naar een landelijk beeld

Voor de situatie in Limburg is het benutten van de ecosysteemdienst waterberging door aanpassing van het beekstelsysteem een aantrekkelijke optie voor beperking van gronderosie en voor afvlakking van piekafvoer. In hoeverre geldt dit nu voor andere gebieden? In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat de aantrekkelijkheid van het gebruik van beekdalen voor waterretentie samenhangt met het reliëf: hoe meer reliëf, hoe gunstiger het uitpakt. Dat betekent dat een vergelijkbare benadering met name aantrekkelijk is voor de Veluwe, het Drents plateau en de stuwwalcomplexen en in iets minder mate voor de vlakkere delen van Limburg, Brabant en Salland.

Ook in laag Nederland zijn ecosysteemdiensten voor waterretentie te benutten. Daar zijn weliswaar geen beken en beekdalen, maar wel andere mogelijkheden bijvoorbeeld in landbouw- en natuurgebieden. Enerzijds is dat de aanleg van wateropvanggebieden, waar in tijden van overmatige aanvoer het water kan worden opgeslagen (tijdelijke uitruil van diensten). Anderzijds is dat het versterken van de sponswerking van de bodem. Deze kan door verhoging van het organisch stofgehalte worden versterkt, te realiseren door aangepaste bodembewerking en bemesting. De sponswerking ondersteunt bovendien andere bodemfuncties die voor de landbouw positief zijn. Dit is een mooi voorbeeld van stapeling van diensten.

De baten van waterretentie treden zowel in landbouw als in bebouwd gebied op. Met name in bebouwd gebied gaat het potentieel om zeer grote bedragen: in de Randstad kunnen deze (in de vorm van vermeden schade) oplopen tot driehonderd miljard euro.

De overall kosten die met waterretentie zijn gemoeid, zijn op dit moment moeilijk te schatten. Wel is aannemelijk dat door slim van ecosysteemdiensten gebruik te maken (met name inrichting beekdalen, benutten natuurgebieden en bevorderen organisch stofgehalte van de akkerbodem) deze zeer sterk kunnen worden beperkt en voor een belangrijk deel kunnen worden ingepast in het bestaande gebruik.

Streefbeeld en handelingsperspectief

Het voorbeeld van Limburg laat zien dat waterberging als ecosysteemdienst in het bekenlandschap aantrekkelijk kan zijn. De cultuurtechnische ingrepen die in het verleden zijn uitgevoerd, hebben het waterbergend vermogen van het landschap sterk aangetast. De veronderstelde positieve effecten van de versnelde waterafvoer zijn in de loop der tijd overschaduw door de negatieve kanten ervan. Het veranderende klimaat, het veranderde agrarische gebruik en de toegenomen bebouwing (verharding) zijn hier debet aan.

Het meer, of beter: hernieuwd, gebruik maken van het waterbergend vermogen van de beekdalen kent op hoofdlijnen veel winnaars: zowel de landbouwkundige functie (productiedienst) als de natuurfunctie (biodiversiteit) kunnen erdoor worden versterkt. Ook andere ecosysteemdiensten (recreatie, cultuurhistorie) kunnen er door worden versterkt. Dat neemt echter niet weg dat, wanneer in Limburg beken weer volop mogen meanderen en er inundatiegebieden worden aangewezen, er in de landbouw ook verliezers zijn. Want in sommige gebieden is het combineren van wateropslag en voedselproductie niet (of nauwelijks) mogelijk. In deze gebieden gaat de keuze voor de ene ecosysteemdienst ten koste van de ander.

Aan het versterken van de ecosysteemdienst waterberging zijn kosten verbonden. Dit zijn vooral herstelkosten die samenhangen met het ongedaan maken van de eerder uitgevoerde cultuurtechnische werken. Voor een ander deel zijn het kosten die samenhangen met de effecten van het agrarisch gebruik: de eutrofiering en de verontreinigingen van de onderwaterbodems. Het totaal aan kosten voor het bevorderen van waterretentie en het vertragen van de afvoer is voor dit gebied ruim 900 miljoen euro. Volgens het Compendium van de Leefomgeving staan hier in extreme situaties honderden miljoenen euro's aan baten tegenover. Deze zijn niet specifiek voor Limburg, maar gelden meer algemeen. Deze baten hebben vooral betrekking op vermeden schade in stedelijk gebied. Vanuit een kosten-baten oogpunt is het dus nog maar de vraag of de baten de kosten overschrijden.

Opmerkelijk is dat er voor een situatie zoals in Limburg, niet of nauwelijks alternatieven voorhanden zijn om de gewenste waterbergingscapaciteit te realiseren. Verdergaande cultuurtechnische maatregelen zijn zeer kostbaar, komen maar gedeeltelijk aan de Limburgse wateropgave tegemoet of hebben ongewenste neveneffecten.

Voor de situatie in Limburg is het benutten van de ecosysteemdienst waterberging dus een serieuze optie. In hoeverre geldt dit nu voor andere gebieden? In zijn algemeenheid kan worden gesteld dat de aantrekkelijkheid van het gebruik van beekdalen voor waterretentie samenhangt met het reliëf: hoe meer reliëf, hoe gunstiger het uitpakt. Dat betekent dat een vergelijkbare benadering met name aantrekkelijk is voor de Veluwe, het Drents plateau en de stuwwalcomplexen en in iets minder mate voor de vlakke en lagere delen van Limburg, Brabant en Salland. In laag Nederland met name in de Randstad kunnen de baten (in de vorm van vermeden schade) die zijn verbonden aan meer waterbergend vermogen oplopen tot driehonderd miljard euro. De kosten die daar tegen over staan zijn niet bekend, maar gerealiseerd moet worden dat in deze delen van het land het stimuleren van waterbergend vermogen veelal ten koste gaat van andere grondgebruikfuncties, zoals woningbouw en landbouw. Hier zijn wellicht aantrekkelijke combinaties te maken met het creëren van natuur- en recreatiegebieden.

Literatuur

- De Blaeij A. en A. Reinhard, 2008. Een waterpark als alternatief. MKBA aanleg multifunctioneel helofytenfilter op Waterpark Het Lankheet. LEI Rapport 2008-061.
- Dolman, A.J. & E.J. Moors, 1993. De waterhuishouding van bosgebieden. Nederlands bosbouw tijdschrift 1993: 306-314.
- Faber, J.H. , G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J. Bloem, J. Lahr, W.H. Diemont & L.C. Braat, 2009. Ecosysteemdiensten en bodembeheer : maatregelen ter verbetering van biologische bodemkwaliteit. Alterra-rapport 1813. Alterra, Wageningen UR.
- Heuermann, N., 2009. Water gerelateerde ecosysteem diensten. Interne PBL-notitie oktober 2009. PBL-Bilthoven.
- LNV, 2006. Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Eerste editie. LNV, Den Haag. Witteveen+Bos, Rotterdam.
- Provincie Limburg, Waterschap Peel en Maasvallei, Waterschap Roer en Overmaas, Zuiveringschap Limburg, 2003. Stroomgebiedvisie Limburg; Water- en ruimtelijke opgaven voor het regionale watersysteem in Limburg. Gedeputeerde Staten van Limburg, september 2003.
- Tamis, W.L.M., W-R.C. van Esch, H.J. de Graaf, G.R. de Snoo, 2008. Ecosysteemdiensten optimaal benut. Een gebiedsgerichte uitwerking. CML report 180. CML, RU-Leiden.
- Nationaal waterplan 2009-2015 (www.uvw.nl/producten-nationaal-waterplan.html)
- Verdonschot, P., 2010. Het brede beekdal als klimaatbestendige buffer in de veranderende leefomgeving. Flexibele toepassing van het 5b-concept in Peel en Maasvallei. Alterra, Wageningen UR; Waterschap Peel en Maasvallei.

Bijlage 3 Waterzuiverend vermogen van oeverstroken en zuiveringsmoerassen

Met bijdragen van Gert Jan Noij en Frits Kragt

Samenvatting

Inzichten

- (1) Helofytenfilters en rietmoerassen kunnen effectief zijn voor nutriëntenverwijdering. De werking is sterk afhankelijk van lokale omstandigheden (grondsoort, landschappelijk reliëf, oeverprofiel, ontwateringsdiepte ed) en het beheer. De effectiviteit kan variëren van 25-90%. Hoge effectiviteit is afhankelijk van o.a. regelmatige, gedoseerde wateraanvoer, goed beheer en onderhoud. (Goed ontwerp en zorgvuldig beheer).
- (2) De belangrijkste werking van een als buffer beheerde oeverzone is vermindering van de hoeveelheid mest en bestrijdingsmiddelen die in de slootkantzone terechtkomen.
- (3) De zuiverende werking is generiek. Met het gericht toepassen van oeverstroken en helofytenfilters voor een effectief kwaliteitsbeheer is een aanzienlijk areaal gemoeid. Om landelijk aan de KWR-eisen te voldoen, is een oppervlak nodig van naar schatting 70.000 ha aan natte oeverstroken en 116.000 ha aan helofytenfilters.
- (4) Combinatie van helofytenfilters met waterberging ligt voor de hand, maar vraagt om een uitgekiend ontwerp en beheer. Bij onjuiste uitvoering kan het zuiverend vermogen teniet worden gedaan en er juist een uitstoot van nutriënten plaatsvinden.
- (5) De natuurwaarde van helofytenfilters zal met name moeras- en rietvogels betreffen en mogelijk amfibieën. Een goed functionerend helofytenfilter is per definitie eutroof en daarmee de vegetatie soortenarm, met een bescheiden natuurwaarde.

Boodschappen en perspectief

- (1) Helofytenfilters en oeverstroken hebben een generiek zuiverende werking voor zowel stikstof als fosfaat. De afhankelijkheid van lokale omstandigheden maken dat zorgvuldige locatiekeuze, ontwerp aanleg en beheer van groot belang zijn voor optimalisatie.
- (2) De mogelijkheden voor stapeling met andere ecosysteemdiensten lijken op het eerste gezicht bescheiden. Helofytenfilters vergen aanzienlijke technologische begeleiding ofwel directe menselijke bemoeienis; de ruimte voor spontane processen is beperkt.
- (3) Gericht onderzoek kan inzichtelijk maken wat de mogelijkheden voor stapeling zijn en daarmee ruimere toepassing interessant maken.
 - Randvoorwaarden voor de combinatie met waterretentie dienen goed in beeld gebracht te worden omdat dit de toepasbaarheid sterk kan beïnvloeden.
 - Een interessant perspectief lijkt het benutten van riet voor oa. energieopwekking (in het kader van reductie CO₂-emissie). De eerste bevindingen in onderzoek Lankheet zijn bemoedigend, maar laten zien dat kosten- en batenverhouding tussen de jaren sterk kunnen wisselen (Meerburg *et al.*, 2010; de Blaeij & Reinhard, 2008).
 - Wat betreft natuurwaarde: goed werkende oeverstroken en helofytenfilters zijn per definitie eutroof en herbergen daarmee –zeker botanisch - beperkte natuurwaarde. Voor riet- en moerasvogels bieden ze evenwel wel potenties.
 - Oeverstroken als bemestingsvrije buffer tussen landbouwperceel en watergang (met als hoofddoel beperking van mestinworp in oppervlaktewater) kunnen wel een aanzienlijke natuur- en belevingswaarde hebben (botanisch, vogels, amfibieën).
 - Helofytenfilters kunnen recreatieve belevingswaarde hebben, mits goed ingepast in het landschap.

Uitwerking

Inleiding

Het oppervlaktewater in Nederland wordt belast met nutriënten afkomstig van landbouwkundige exploitatie (bemesting van akkers en graslandpercelen), depositie, verhard oppervlak (waaronder erven), rioowaterzuiveringsinstallaties, en van overstorten vanuit het rioleringsstelsel uit bebouwd, stedelijk gebied. Deze stoffen kunnen in meer of mindere mate uit het water worden verwijderd door ecosystemen, in het bijzonder door bodem, vegetatie en aquatische hulpbronnen. De reinigende werking berust op de filterende werking van de bodem, op omzettingsprocessen door micro-organismen, op het onttrekken van voedingsstoffen door plantenwortels en op sedimentatie (slibvang). Deze eigenschappen kunnen worden benut bij het kwaliteitbeheer van het oppervlaktewater.

Er worden in de praktijk twee vormen van waterzuiverend vermogen onderscheiden. De eerste is de *oeverstrook*, een zone tussen perceel en watergang. Deze zone is een bufferfunctie toebedacht tussen perceel en watergang, met als doel om uit het van het perceel afstromende water een zo groot mogelijke fractie van de nutriënten weg te vangen. De tweede vorm is die van *zuiveringsmoerassen of helofytenfilters*. Zuiveringsmoerassen zijn watervegetaties die in een watergang liggen en bedoeld zijn om nutriënten te filteren uit het doorstromend water. Het verschil is dus dat oeverstroken voor de zuivering zijn gekoppeld aan het aanliggend perceel en zuiveringsmoerassen aan de watergang of een ander waterlichaam. In onderstaande verhandeling wordt dieper ingegaan op beide vormen van waterzuiverend vermogen. Maar voordat we daartoe overgaan wordt eerst in algemene zin nader ingegaan op hoe dit vermogen nu feitelijk werkt.

Oppervlaktewater bezit een reinigende werking. Afhankelijk van de stroomsnelheid kan een deel van N en P worden verwijderd. Het gaat zowel om chemische, fysische als bacteriële processen. Sommige worden bevorderd door stromend, ondiep water (aerobe omzetting), andere juist door diep stilstaand water (bezinken) (Smit *et al.*, 2006). Drinkwaterbedrijven maken daar in spaarbekkens gebruik van en dat mechanisme geldt ook voor 'gewoon' oppervlaktewater.

Intermezzo: waterzuiverende systemen

Binnen bufferstroken en retentiesystemen als waterzuiverende elementen worden diverse vormen onderscheiden op basis van dimensies, ligging ten opzichte van het drainerend lichaam waterpeil en ontwateringstoestand. Een van de onderscheiden vormen betreft oeverstroken (figuur 3.1. tot en met figuur 3.3). Deze hebben alleen op de randen van percelen betrekking.

Om de zuiverende werking te begrijpen moet onderscheid worden gemaakt tussen de de stikstof (N) en fosfaat (P) en tussen de verschillende fracties die aan verschillende processen onderhevig zijn.

Bij de diffuse belasting die vanuit landbouwpercelen optreedt, zijn verschillende fracties relevant:

- *Vaste deeltjes*
 - Organisch; bevat N en P (mestresten en plantenresten in diverse stadia van omzetting totdat het uiteindelijk organische stof uit de bodem is);

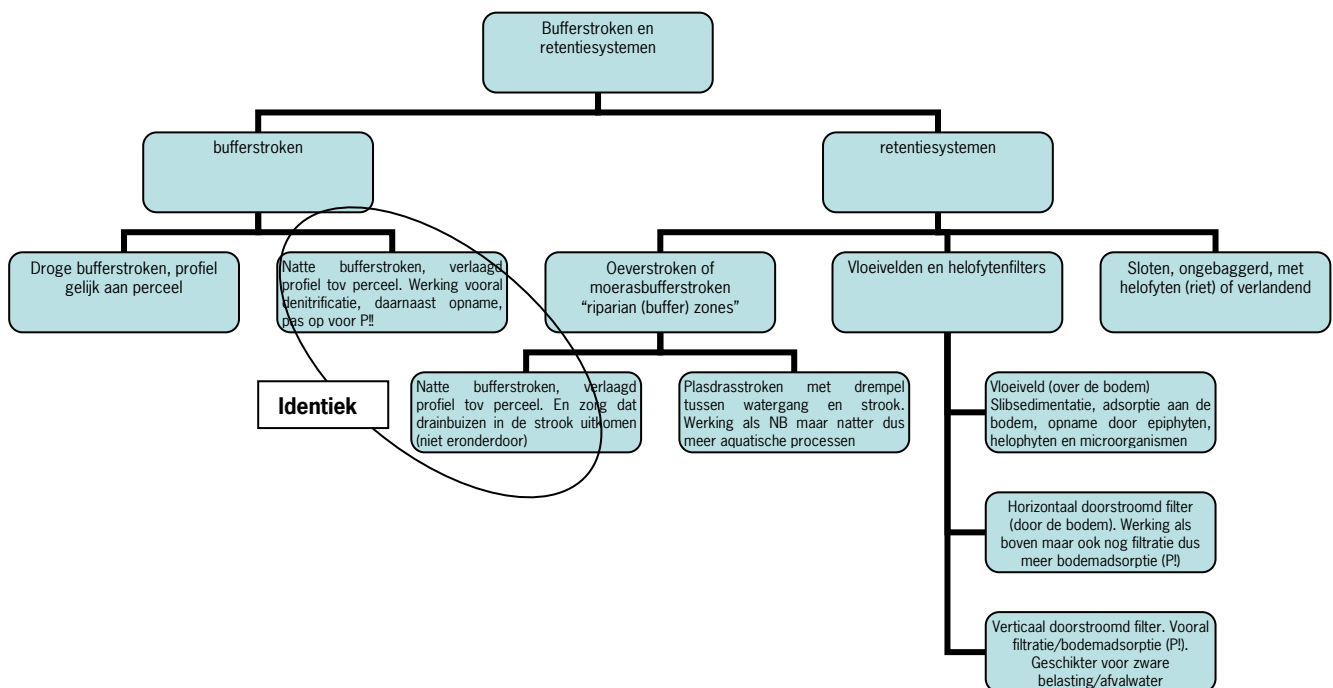
- Anorganisch; bodemdeeltjes met geadsorbeerde of geïncorporeerde N&P (vooral P, N alleen NH₄).
- *Opgeloste stoffen*
 - Aeroob vooral NO₃-N;
 - Anaeroob ook: NH₄, Org N en P, PO₄-P.

Aan deze fracties kunnen de volgende routes worden gekoppeld:

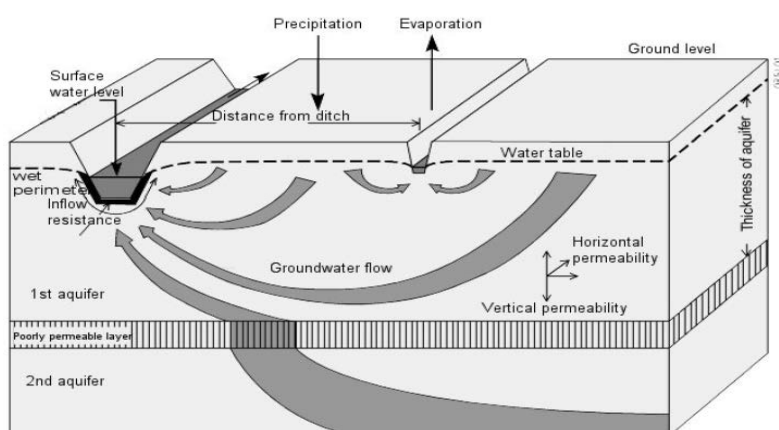
- directe belasting, “meemesten”: (kunst)mest;
- oppervlakkige afstroming: anorg. en org. Bodemdeeltjes;
- oppervlakkige uitspoeling: vooral PO₄, maar ook de rest;
- diepere uitspoeling: vooral NO₃.

en daaraan weer de volgende systemen:

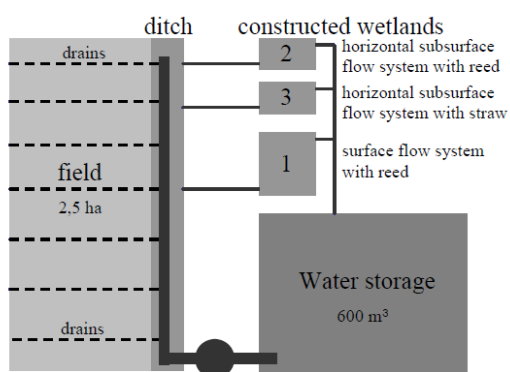
- droge bufferstrook: opp afstr, opp uitsp;
- natte bufferstrook /plasdrasstrook: oppervl. afstroming, oppervl. uitspoeling, (incl. drainbuizen);
 - geldt voor N;
 - voor P werkt het negatief, de P wordt gemobiliseerd door de anaerobe omstandigheden; dit is alleen te voorkomen door bij aanleg de P-rijke bovengrond te verwijderen.
- vloeivelden, rietsloten e.d.: alle routes. Bedenk dat de zuivering alleen benedenstrooms van het vloeiveld werkt en bij oeverstroken direct al in de watergang naast het perceel.



Figuur 3.1. De verschillende typen bufferstroken en retentiesystemen die kunnen worden onderscheiden. Ze vertonen een zekere overlap, zoals aangegeven met de ellips.



Figuur 3.2. Schematische weergave van grondwaterstroming naar open drainagemiddelen en de belangrijkste parameters en variabelen bij interactie tussen grondwater en oppervlaktewater (Bron: Bakel et al, 2007). Voor oppervl. afstroming, zie fig 3.4.



- (1) Surface flow **SF** system with reed, 64 m². Nitrate rich water flows superficially through the wetland. Micro-organisms on stems the soil surface and in the soil convert nitrate in to nitrogen gas (denitrification).
- (2) Horizontal subsurface flow **SSF-reed** system with reed, 32 m². Water flows horizontally through the soil. Denitrification occurs by micro-organisms in the root-zone of reed.
- (3) Horizontal subsurface **SSF-straw** flow system with straw, 32 m². By adding straw, there is sufficient carbon available for denitrification. The wetland substrate is replaced when carbon is depleted.

Figuur 3.3. Ontwerp van kunstmatig vloeiveld (bron: De Haan et al, 2010).

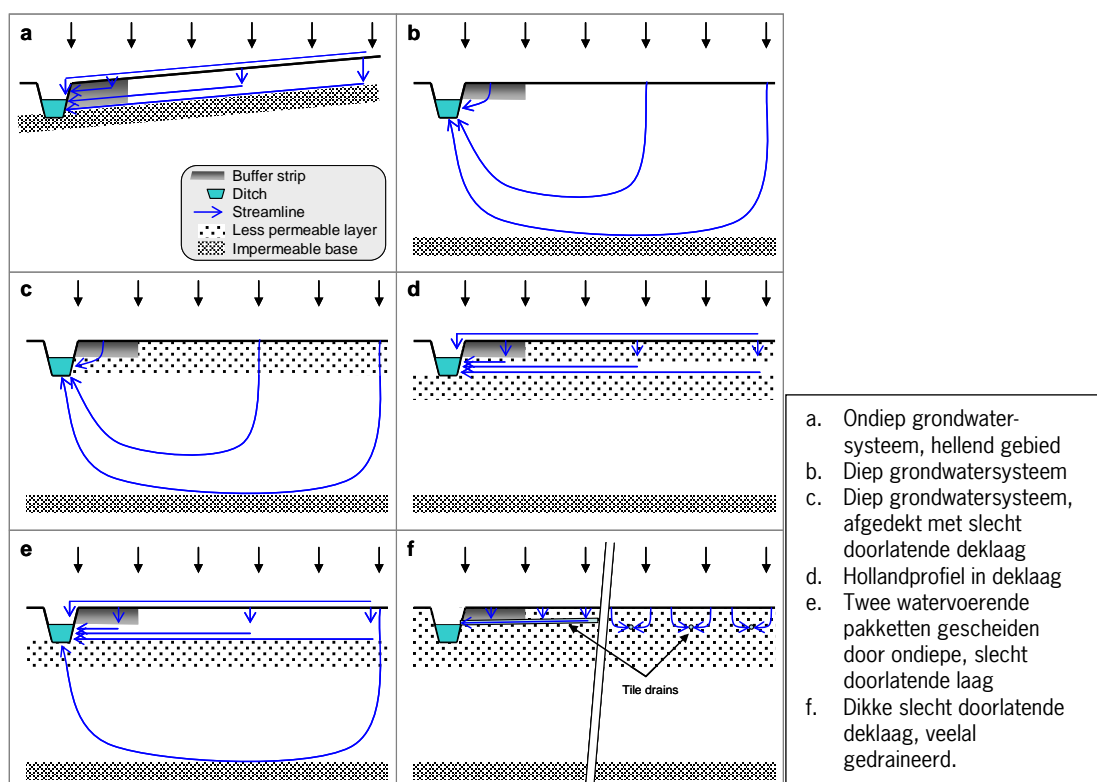
Oeverstroken

Een deel van de landbouwkundige bemesting wordt niet door het doelgewas opgenomen en komt met de afvoer van het overtollige water in de watergang terecht. Deze belasting van het oppervlaktewater kan in meer of mindere mate worden verkleind door aangepast beheer en inrichting van de berm- of slootkantstrook. Deze fungeert als het ware als een buffer tussen het beteelde perceel en de watergang (zie onder anderen Hefting *et al.*, 2006a; b). De werking van deze strook loopt langs twee lijnen. In de eerste plaats vermindert de bufferstrook het risico op directe mestinworp¹¹, omdat de afstand tussen teelt en watergang

¹¹ Met de instelling van het lozingsbesluit (1997) waarin directe bemesting van de randzone langs open water is verboden (teeltvrije zone) is directe bemesting van oever- en sloot in beginsel goed gereguleerd, al is handhaving controle lastig. Voor een aantal gewassen is de teeltvrije zone echter zeer gering gekozen. Voor onder meer grasland, graszaad, haver, rogge, spelt, triticale, vlas, zomertarwe, wintertarwe, zomergerst en wintergerst bedraagt deze zone 25 cm (zie: wetten.overheid.nl/BWBR0011133/geldigheidsdatum_26-01-2010). Ook al zou op grond van het lozingsbesluit en op basis van de Goede LandbouwPraktijk weinig directe inworp mogen worden verwacht, toch mag de omvang van de directe mestinworp niet worden onderschat. Kunstmeststrooiers staan niet goed afgesteld en er worden lang niet altijd kantstrooiers gebruikt. (er worden zelfs kunstmestkorrels aan de overkant (sic) van de sloot aangetroffen) (Noij, pers meded; Melman en van der Linden, 1988; Melman en Huele, 1989).

door de oeverstrook wat groter is. In de tweede plaats wordt de belasting van het oppervlaktewater vermindert omdat aan het afstromende water voedingsstoffen worden onttrokken tijdens de passage naar de watergang. Een deel daarvan gebeurt in de bodem zelf door de fysisch-chemische werking ervan en door de daarin voorkomende micro-organismen. Een ander deel wordt onttrokken door de vegetatie die zich in de randstrook bevindt. Die onttrekking door de vegetatie gebeurt met name door soorten die snel groeien en die goed gedijen op de grens van land en water: riet, diverse biezen en andere ruigtesoorten (helofyten).

Afhankelijk van dimensionering van de bufferstroken en bodemeigenschappen, grondgebruik en ontwateringssituatie op het aangrenzend perceel is de nutriëntreductie 25-90% (De Haan *et al.*, 2010; Noij *et al.*, 2008, 2009; Noij, Alterra Wageningen UR - mond meded.). Deze zeer grote spreiding geeft aan dat er moeilijk eenduidige uitspraken over de werking ervan kunnen worden gedaan. Voor de Nederlandse situatie is er een aantal factoren van belang dat de effectiviteit van bufferstroken bepaalt (Heinen *et al.*, 2011; Noij *et al.*, 2011).



Figuur 3.4. Schematische weergave van 6 geohydrologische profieltypen (Bron: Van Bakel *et al.*, 2007)

Om de effectiviteit van droge bufferstroken te begrijpen is het noodzakelijk de bufferstrook te bezien in een dwarsdoorsnede van het geohydrologische systeem. Figuur 3.4 laat zien dat de bufferstrook het water van de landbouwgrond kan ontvangen als oppervlakkige afstroming, als 'interflow' (of ondergrondse afvoer boven de grondwaterstand), en als diepe of ondiepe verzadigde grondwaterstroming. In de bufferstrook kunnen nutriënten of andere verontreinigingen worden onderschept mits de afvoer door de actieve laag van de bufferstrook stroomt en verwijderd door chemische ontleding of door opname door plantenwortels. De effectiviteit wordt bepaald door de verblijftijd van het water in de actieve laag van de bufferstrook (bovengronds, wortelzone, tot maximaal 1 m beneden

grondwaterstand): hoe langer de verblijftijd, hoe effectiever de strook. De verblijftijd wordt bepaald door de mate waarin de laterale afvoer kan worden vastgehouden dan wel vertraagd (afhankelijk van helling, infiltratie- en opslagcapaciteit) en het grondwaterstromingspatroon.

De Nederlandse delta bestaat grotendeels uit diep doorlatende zandige pleistocene ondergronden met in het westen en noorden en langs de rivieren holocene afzettingen van veen, zee- of rivierklei en in het oosten en zuiden dekzand (windafzetting), Grofweg kunnen we zes typen geohydrologische situaties onderscheiden (Figuren 3.4 en 3.5):

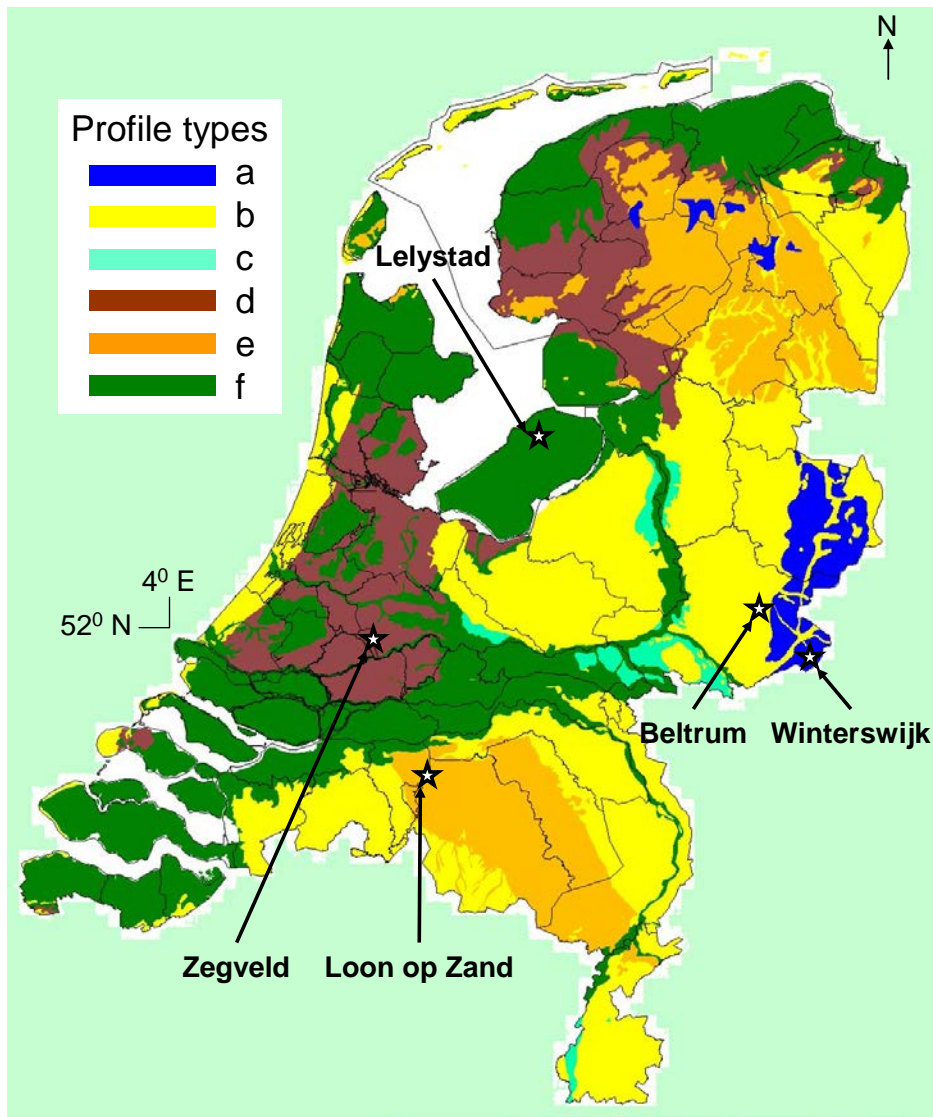
1. Gebieden met een ondiep grondwatersysteem, met daaronder een ondiepe en ondoordringbare basis (figuur 3.4a, figuur 3.5 (a – donkerblauw)). In deze gebieden stroomt het grootste deel van het landbouwwater door de bufferstrook.
2. Gebieden met een diep grondwatersysteem, met een ondoordringbare basis op meer dan 3 meter beneden maaiveld (figuur 3.4b, figuur 3.5 (b – geel)). In dit systeem stroomt het grootste deel van het landbouwwater onder de bufferstrook door.
3. Dunne rivierklei op goed doorlatende zandondergrond (figuur 3.4c, figuur 3.5 (c – turquoise)).
4. Gebieden met een zogenaamd Hollandprofiel: een minder doorlatende toplaag met veen (figuur 3.4d, figuur 3.5 (d – bruin)).
5. Gebieden met een diep grondwatersysteem, met een minder doorlatende laag binnen 3 meter beneden maaiveld (figuur 3.4e, figuur 3.5 (e – oranje)).
6. Als nummer 4, maar met gedraineerde klei (figuur 3.4f, figuur 3.5 (f – groen)). Het grootste deel van het landbouwwater passeert de bufferstrook zonder contact met de wortelzone.

Bij type 1 bufferstroken blijkt de effectiviteit relatief groot voor P, maar niet voor N (Heinen *et al.*, 2011; Noij *et al.*, 2011). Type 2 biedt nauwelijks mogelijkheden om de emissie van landbouwgrond met bufferstroken te verminderen. In type 4 wordt het neerslagoverschot voornamelijk afgevoerd via oppervlakkige, bovengrondse afstroming en zal beperkt effectief zijn.¹² (voor N is een verwijdering van 15% vastgesteld; ingeschat wordt dat een fors deel ondergronds verdwijnt (Noij, mond meded.)). Type 6 ten slotte zal ook nauwelijks of geen effect hebben doordat het water via de drains rechtstreeks in de watergang wordt afgevoerd.

De werking van de bufferstrook kan belangrijk worden versterkt door een aangepaste inrichting ervan, bijvoorbeeld door het creëren van een verlaging of terrassering. Met een dergelijke ingreep wordt het water als het ware gedwongen om door de wortelzone naar de watergang te stromen. Dit zal met name optreden in de typen 3, 4 en 5. Hiermee wordt vooral denitrificatie bevorderd en wordt P-mobilisatie voorkomen. De hiervoor benodigde herprofileringswerkzaamheden brengen evenwel aanzienlijke kosten met zich mee.

Al met al is de te verwachten effectiviteit van de droge oeverstroken op de nutriëntbelasting van het oppervlaktewater in de Nederlandse situatie beperkt, alhoewel Van Beek *et al.* (2007) in hun studie voorzichtig positiever zijn. De belangrijkste werking van een als buffer beheerde slootkantzone is waarschijnlijk de vermindering van de directe mestinworp in de slootkantzone (die dus ook niet kan uitspoelen) en in de sloot. Een versterking van de effectiviteit kan worden verkregen door terrassering, wanneer een groter deel van het uitstromende water door de wortelzone en door de vegetatie wordt geleid.

¹² Daar waar veenpercelen door indroging hol worden ('pannig'), is oppervlakkige afstroming beperkt en treedt ondergrondse afvoer op, voor een belangrijk deel onder de slootkant door (Melman *et al.*, 1990a).



Figuur 3.5. Ruimtelijke verspreiding van de zes onderscheiden geo-hydrologische profieltypen. (Bron: van Bakel et al., 2007)

Rietmoerassen of helofytenfilters

Algemeen

Rietmoerassen of helofytenfilters zijn begroeiingen die zich in het water bevinden en zijn bedoeld om het doorstromende water te reinigen. Er bestaan verschillende typen helofytenfilters, maar in essentie zijn het ingenieurspogingen een moeras te optimaliseren voor de zuivering van huishoudelijk of andersoortig afvalwater. De keuze voor een type wordt bepaald door de hoeveelheid verontreiniging in het te zuiveren water, maar ook de hoeveelheid water zelf kan van invloed zijn. Het simpelste type is het vloeiveld. Hierbij stroomt het verontreinigde water over de bodem van een moeras, tussen de planten door. Dit type is geschikt voor zuivering van matig verontreinigd water. Bij zwaar verontreinigd water (met veel organische componenten) treedt geuroverlast op. Dit type is in beginsel geschikt voor zuivering van oppervlaktewater zoals dat in polders, grote watergangen e.d. veelal aanwezig is. Het tweede type is het zogenaamde vertikaal doorstroomde helofytenfilter. Het vuile water zakt in ongeveer drie dagen door het fijne zand waarmee dit filter is gevuld. Als het water

weer uit het filter komt is het helder en schoon genoeg om op het oppervlaktewater te worden geloosd. Deze methode is met name geschikt voor zuivering van stedelijk/huishoudelijk afvalwater. Voor de zuivering van huishoudelijk water (inclusief het WC water) is ongeveer 3 m² filter per persoon nodig.

Voor deze verkenning beperken we ons tot het kwaliteitsbeheer van oppervlaktewater en volstaan we met helofytenfilters van het eerste type, het vloeiveldtype.

Werking en effectiviteit helofytenfilters (vloeiveldtype)

De werking van helofytenfilters berust op verschillende processen: opname van nutriënten door de planten, omzettingsprocessen door bacteriën en fysische filtering en bezinking van zwevende kleine deeltjes. De planten leveren zelf niet de grootste bijdrage aan de zuivering, dit gebeurt voornamelijk door de bacteriën/micro-organismen die op de planten en in de bodem leven. De planten bepalen wel in hoge mate het goed leefklimaat van die bacteriën. Rondom de wortels van de planten leven talloze bacteriën die zuurstof nodig hebben (aëroob). De planten werken als een soort zuurstofpomp die via de wortels zuurstof het water en de bodem inbrengt. De bacteriën zetten afvalstoffen uit het water om in voedingsstoffen voor zichzelf en voor de planten. Verder zijn er ook grote kolonies bacteriën die zonder zuurstof leven (anaërobe bacteriën), die weer leven van de afvalstoffen van de aërobe bacteriën.

De werking en effectiviteit is sterk afhankelijk van de verblijftijd (hydraulische belasting), de inrichting, het beheer en de lokale omstandigheden zoals kwel en mate van fosfaatverzadiging (Kragt, 2008). Voor stikstof en fosfor spelen verschillende factoren een rol die soms tegenstrijdig zijn. Beide worden wordt verwijderd door opname door de vegetatie. Maar de belangrijkste verwijderingsprocessen vereisen geheel verschillende omstandigheden: stikstof verdwijnt voornamelijk uit het watersysteem door denitrificatie (anaëroob) terwijl fosfor niet omgezet wordt maar zich onder aërobe omstandigheden aan deeltjes hecht, naar de bodem zinkt en niet echt uit het watersysteem verdwijnt (hiervoor is een verblijftijd tot 10 dagen nodig). Voor beide stoffen is voor de verwijderingseffectiviteit (maaien en afvoeren van de vegetatie) vereist maar voor fosfor daarnaast vooral de mogelijkheid tot bezinken van deeltjes en de verwijdering door baggeren.

In verschillende onderzoeken is gebleken dat desorptie onder anaërobe omstandigheden zelfs onder beheerste omstandigheden in geconstrueerde zuiveringsmoerassen door nalevering de verwijdering van fosfor geheel teniet kan doen (Schreijer 2003, Kragt 2008). De Hunze pilot 'Water vasthouden en nutriëntenreductie' laat nalevering zien bij een verblijftijd langer dan 10 dagen in een WB21-waterbergingsgebied (Vegter, 2007, Kragt, 2008). Onder niet-beheerste omstandigheden in natuurlijke moerassen is de verwijdering van fosfor laag of zelfs nihil. In de pilot Beerze blijkt waterberging alleen onder bijzondere hydrologische omstandigheden bij te dragen aan fosforverwijdering. En waarschijnlijk is deze verwijdering tijdelijk vanwege oplading van het bergingsgebied. De variatie gevonden in modelmatige en empirische onderzoek van de werking en effectiviteit is daarom aanzienlijk (25-90% verwijdering; Verhoeven en Meuleman, 1999, Kadlec, 1999, STOWA 2001, Diepen *et al.* 2002, Schreijer *et al.* 2003, Beek *et al.* 2003, Klok *et al.* 2003, Meuleman *et al.* 2003, Clevering *et al.* 2004; STOWA, 2005, Clevering *et al.*, 2006, Clevering *et al.* 2007, factsheet Aquafijn Ingrep Vloeiveld Clevering 2007, Kragt 2008). Verhoeven en Meuleman (1999) zien 50% verwijdering als bovengrens van kunstmatige zuiveringsmoerassen (Kragt, 2008).

Zoals aangegeven is voor de effectiviteit essentieel dat periodiek wordt gemaaid (éénmaal per 1-2 jaar) en gebaggerd (geschat wordt éénmaal per 6 jaar) en dat het maaisel en de bagger moeten worden afgevoerd, waarbij geen afwenteling van de belasting elders of later moet plaatsvinden. Blijft dat achterwege dan kunnen helofytenfilters fosfaat gaan naleveren in plaats

van invangen (Beek *et al.*, 2003; Clevering *et al.*, 2004; Kragt, 2008). Eventueel kunnen 'ijzerfilters' worden toegepast voor meer PO₄-vastlegging (ijzerfosfaat is slecht oplosbaar en slaat neer in de vorm van deeltjes). Op deze wijze wordt het systeem wel object van technologische optimalisatie ofwel directe menselijke bemoeienis. Dit gaat enigszins ten koste van het karakter als ecosysteemdienst.

Al met al is het beeld dat helofyten effectief voor nutriëntenverwijdering *kunnen* zijn, maar dat deze effectiviteit alleen onder gunstige (kunstmatige) condities mag worden verwacht, zoals een (goed gesloten, homogene vegetatie, regelmatige wateraanvoer, geen sterke kwel, goed periodiek beheer etc. Voor de praktijktoepassing zijn de onzekerheden vooralsnog groot, die slechts kunnen worden verkleind met goed doordachte ontwerpen, bij zorgvuldige uitvoering.

Mogelijke locatie oeverstroken en helofytenfilters en te verwachten effectiviteit op landelijke schaal

Zowel oeverstroken als helofytenfilters zouden in beginsel overal kunnen worden toegepast waar sprake is van diffuse belasting vanuit landbouwgebied in het oppervlakte water. Voor oeverstroken gaat het om randzones van percelen, die al of niet zouden moeten worden geherprofileerd om de werking te versterken. Voor helofytenfilters is een ruimtelijke reservering nodig, om de gewenste bergingscapaciteit (= verblijftijd) en zuiveringsrendement te verkrijgen.

Wat betreft oeverstroken zou dat langs alle sloten en watergangen die aan landbouwpercelen grenzen aan de orde kunnen zijn (in Nederland is er ca 350.000 km aan lijnvormige wateren. In het kader van de ex ante evaluatie van de Kaderrichtlijn Water (PBL 2008) is bij het nemen van de maatregel uitgegaan van 5 m brede bufferzones rond de bredere wateren, resulterend in een beslag van 70.000 ha. Zouden alle, ook de perceel sloten hiervoor worden gebruikt, dan is er ongeveer 200.000 ha ofwel 10% van de landbouwgrond mee gemoeid (Van der Linden *et al.*, 2010).

In het kader van de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN; met ingang van 1-1-10 opgevolgd door de Subsidieregeling Natuur- en Landschapsbeheer, SNL) zijn met grondgebruikers afspraken gemaakt over bemesting, pesticiden en grondgebruik. Deze overeenkomsten zijn primair gericht op de versterking van de natuurwaarde van de randzone, maar tegelijkertijd kunnen ze ook effectief zijn als zuiveringszone. Dergelijke overeenkomsten zijn voor 7344 ha afgesloten (SAN 2005, in MNP, 2007) en hebben bij een breedte van 3-6 m betrekking op ca 12.000-25.000 km randen, ofwel 3-7% van de lijnvormige wateren in Nederland.

Wat betreft de helofytenfilters zou het kunnen gaan om het aanleggen van vloeivelden in een zodanige ligging en omvang dat de waterkwaliteitsdoelstelling voor het oppervlaktewater zou kunnen worden gerealiseerd. Daarvoor is in het kader van de ex ante evaluatie van de KRW berekend dat een areaal van circa 116.000 ha nodig is (PBL, 2008).

Voor zowel de oeverstroken als de helofytenfilters geldt dat de zuiveringseffectiviteit sterk kan variëren, afhankelijk van de omstandigheden ter plekke. De nutriëntreductie per element varieert tussen 25 en 90%. Door slimme locatieluze en overdachte vormgeving kan de effectiviteit worden geoptimaliseerd. Het PBL (2008), bekend met deze variabiliteit, verwacht van deze maatregelen desalniettemin een aanzienlijke reductie. Voor 70.000 ha natte bufferstrook wordt een reductie van ca 15% en voor 116.000 ha zuiveringsmoeras zelfs circa 50% aangegeven, met als doel om daarmee voor bijna alle wateren de nutriënt-KRW-doelen te bereiken. Deze toegerekende effectiviteit moet – mede op basis van de toelichting door de geraadpleegde deskundigen – als een optimistisch maximum worden beschouwd, onder gunstig hydraulische en dus kunstmatige omstandigheden.

Stapelning met andere diensten

In hoeverre treden er met oeverstroken en helofytenfilters bijkomende, gestapelde effecten op? Wat betreft oeverstroken: een combinatie van de reinigende werking van deze stroken met versterking van de botanische biodiversiteit ligt enigszins complex. Perceelsranden kunnen botanisch weliswaar zeer soortenrijk zijn, maar deze rijkdom is gebonden aan een lage input van nutriënten (De Snoo, 1995; Melman, 1991) en kan niet worden gecombineerd met het onderscheppen van een omvangrijke nutriëntenstroom vanuit het perceel. Daar waar deze zone veel nutriënten opneemt, zal de vegetatie een eutroof karakter hebben en dus weinig botanische rijkdom hebben. De natuurwaarde ervan zal zich beperken tot soorten van riet en rietruigtes en daarnaast enkele soorten amfibieën. Voor het veenweidegebied ligt hier echter mogelijk toch een interessante kans. Wanneer daar bemesting van de slootkantzone achterwege wordt gelaten om de *directe inworp* van mest in het oppervlaktewater te voorkomen, profiteert de oeverstrook automatisch mee en zal de botanische waarde ervan worden versterkt (Melman en van der Linden, 1988; Melman *et al.*, 1990a; ,b; 1993). Soortenrijke slootkanten zullen ook bijdragen aan de belevingswaarde, wat vooral van belang zal zijn wanneer ze zichtbaar zijn vanaf fiets- en wandelpaden. Ten slotte kunnen als buffer gebruikte oeverstroken ook de betekenis versterken als brongebied voor predatoren van plaaginsecten in het kader van biologische bestrijding in akkergebied.

Voor helofytenfilters is de stapelingsmogelijkheid met andere e-diensten bescheiden. Het natuurlijke karakter ervan is beperkt omdat effectiviteit ervan wordt bepaald door rationaliteit van aanleg, beheer en onderhoud. Een goede en regelmatige bezetting met snelgroeiende en goed filterende soorten is belangrijk (riet voldoet uitstekend), evenals het periodiek verwijderen van bagger. Het systeem is per definitie eutroof en daarmee de vegetatie soortenarm. De natuurwaarde zal zich daarom beperken tot riet- en moerasvogels en mogelijk amfibieën ed. De belevingswaarde en daarmee de recreatieve betekenis van een opgaande rietvegetatie kan wel aanzienlijk zijn, mits aan de landschappelijke situering veel aandacht wordt geschonken. De mogelijkheid voor het combineren van helofytenfilters met waterberging lijkt beperkt, omdat wisselende grondwaterstanden tot uitstoot van nutriënten kan leiden (MNP, 2008). Toch was waterberging in Limburg wel de aanleiding om helofytenfilters aan te leggen (Noij, pers. meded.). De ervaringen die hier worden opgedaan zullen laten zien in hoeverre zuivering en berging te combineren is. Een interessant aanknopingspunt voor stapeling lijkt het benutten van het riet voor verdere verwerking (brandstof, dakbedekking en dergelijke. We komen hieronder, bij de waardering van waterzuiverend vermogen, daar ruimschoots op terug.

Waarde en waardering

De waarde die aan waterzuiverend vermogen toegekend kan worden, heeft vooral betrekking op de verbeterde waterkwaliteit. In economische termen is hier dus sprake van vermijdbare kosten. Allereerst zullen we ons richten op de *helofytenfilters* – simpelweg omdat hier het meeste over bekend is (zie bijvoorbeeld: Meerburg *et al.*, 2010; de Haan *et al.*, 2010; De Blaeij en Reinhard, 2008). Het belang daarvan wordt bepaald door de hoeveelheid en kwaliteit van het water dat moet worden gezuiverd. Zoals hierboven al is vermeld, dient het riet dat in de helofytenfilters groeit te worden geoogst. Deze oogst kan te gelde worden gemaakt.

De Blaeij en Reinhard (2008) geven een grondige MKBA van helofytenfilters met een multifunctioneel gebruik op Waterpark Het Lankheet. Het achterliggende motief voor het monetariseren van de waarde van helofytenfilters is in dit geval dus de ondersteuning van het beleid ('besluitvorming' – zie hoofdstuk 4). Desbetreffende analyse is inzichtelijk in een tweetal opzichten. Ten eerste vanwege de – in veel gevallen – in geld uitgedrukte kosten en baten van de helofytenfilters op Het Lankheet. En ten tweede vanwege de nadruk op het multifunctionele gebruik van helofytenfilters, en daarmee op de stapeling van verschillende ecosysteem-

diensten. De auteurs definiëren twee verschillende scenario's waarvan de kosten en baten ten opzichte van de autonome ontwikkeling worden bepaald. Wij beperken ons hier tot het scenario waarin het beschouwde gebied (5 hectare in omvang) volledig wordt getransformeerd van landbouwgrond waarop maïs wordt verbouwd naar helofytenfilters. In termen van ecosysteemdiensten betekent dit dat in het nieuwe scenario niet alleen water wordt gezuiverd, maar ook dat er riet (voor groene energie) wordt geproduceerd, en dat er baten worden ontleend aan een reductie van CO₂ en een hogere biodiversiteitswaarde. De autonome ontwikkeling kent deze baten niet of nauwelijks. Daarin staat de landbouwproductie namelijk centraal.

Tabel 3.1 vat de MKBA samen die De Blaeij en Reinhard (2008) hebben uitgevoerd voor het desbetreffende scenario. De tabel laat een overzicht zien van de verschillende kosten en baten van helofytenfilters op Waterpark Het Lankheet.

Tabel 3.1. Geschatte maatschappelijke kosten en baten van het scenario waarin 5 ha landbouwgrond wordt omgezet in 5 ha helofytenfilters (bron: De Blaeij en Reinhard, 2008).^a

Ecosysteemdienst	Kosten	Baten	Saldo
Landbouw	€ 162.000,-	€ 110.000,-	€ -51.000,-
Riet-biomassa	p.m.	€ 95.000,-	€ 95.000,- – p.m.
Waterzuivering	€ 149.000,- + p.m.	€ 164.000,- + p.m.	€ 15.000,- +/- p.m.
Totaal	€ 311.000,- + p.m.	€ 369.000,- + p.m.	€ 58.000,- +/- p.m.

^a Bij een looptijd van 30 jaar en een discontovoet van 2,5%.

De kosten en baten van landbouw kunnen relatief eenvoudig via de methode van marktprijzen worden achterhaald. Wat betreft de kosten: deze hebben betrekking op de afname van landbouwproductie, gemeten in netto toegevoegde waarde (NTW), in euro's per ha. Een derving van NTW geldt niet alleen voor de landbouw zelf, maar ook voor toeleverende en verwerkende industrieën. Landbouwbatens vloeien voort uit het feit dat door de aanleg van helofytenfilters het landbouwareaal afneemt. Daardoor komen arbeid en kapitaal vrij – een batenpost. De Blaeij en Reinhard monetariseren deze door de prijs van arbeid en kapitaal te vermenigvuldigen met het aantal ha vrijkomende landbouwgrond.

Ook kosten en baten van riet-biomassa worden grotendeels via marktprijzen bepaald. De kosten omvatten onder andere verwerkingskosten, opslagkosten en transportkosten van riet. Met name de laatste categorie kosten – de transportkosten – zijn bepalend voor het al dan niet rendabel zijn van biomassa. Maar omdat er nog weinig gegevens over deze kosten beschikbaar waren, hebben de onderzoeker ze vooralsnog aangeduid als p.m.-post. Voor baten is in deze MKBA uitgegaan van een verkoopprijs van riet van 30 euro per ton droge stof (tds) en een opbrengst 25 tds per ha (€ 750,- per hectare). De prijs voor biomassariet is, aldus de onderzoekers, een indicatie. Op dit moment is er namelijk geen markt en geen verkoopprijs. Deze prijs kan dus zowel hoger als lager zijn. Verder is de CO₂-reductie opgenomen in de kosten en baten van riet-biomassa. De baten van deze reductie zijn achterhaald via het 'kentallenboek' van het voormalige ministerie van LNV (2006), en zijn gebaseerd op de mogelijkheid om de schade van vliegkilometers te compenseren door het planten van bomen. Het bijbehorende kosten-baten saldo is positief en bedraagt € 36.000,-.

De (maatschappelijke) kosten van waterzuivering bestaan uit het geschikt maken van het Landgoed voor waterzuivering. Zo zijn er de investeringskosten (ofwel de aanlegkosten van het helofytenfilter). Deze bestaan uit het bouwrijp maken en aanplanten van de rietvelden. Verder zijn er de oogstkosten. Naast de kosten, kunnen ook de baten voor waterzuivering worden gemonetariseerd, namelijk door de kosten van uitgespaarde alternatieve zuiveringsmethoden te bepalen.

Een derde opmerking heeft betrekking op de recreatieve waarde van het gebied. Verondersteld mag worden dat door de aanleg van helofytenfilters het gebied aantrekkelijker wordt voor recreanten. De Blaeij en Reinhard (2008) gaan er van uit dat dit kosten met zich meebrengt, namelijk voor het realiseren van recreatievoorzieningen. De baten die daar tegenover staan, worden ontleend aan extra exploitatiemogelijkheden voor zowel dag- als verblijfsrecreatie, en aan extra recreatieve beleving. En hoewel de onderzoekers zich bewust zijn van deze kosten en baten, hebben zij ze opgenomen als p.m.-post omdat ze te afhankelijk zijn van specifieke aannames en veronderstellingen (en er dus geen 'algemeen geldende' monetaire bedragen aan gekoppeld kunnen worden).¹³

In vergelijking tot helofytenfilters is er over de waarde van *oeverstroken* minder informatie voorhanden. Om hier toch iets over te kunnen zeggen, is gebruik gemaakt van Noij *et al.* (2008). In dit rapport is de kosteneffectiviteit van onbemeste oeverstroken – het rapport spreekt van bufferstroken – vergeleken met die van alternatieve maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater terug te dringen.¹⁴ Uit het rapport – dat een eerste inventarisatie vormt – komt naar voren dat bufferstroken weinig geld kosten, zowel voor melkveebedrijven als voor akkerbouwbedrijven. Op zandgronden ligt de berekende kosteneffectiviteit van het bemestingseffect van bufferstroken rond 50-200 € per kg N en 500-2.000 € per kg P per jaar. Dit betekent, aldus de onderzoekers (p. 23), "... dat er naast het berekende bemestingseffect van bufferstroken sprake moet zijn van een aanzienlijk specifiek aanvullend bufferstrokeneffect, voordat bufferstroken kunnen concurreren met de alternatieve maatregelen...". Op klei- en veengronden blijkt de kosteneffectiviteit amper te bepalen, omdat de kosten voor bufferstroken hier nihil zijn. Al met al concluderen de onderzoekers dat het niet meteen gezegd is dat bufferstroken een interessant en kosteneffectieve maatregel is om het oppervlaktewater te reinigen.

Literatuur

- Bakel, P.J.T. van, H.T.L. Massop en A.J. van Kekem, 2007. *Locatiekeuze ten behoeve van het onderzoek naar bemestingvrije perceelsranden. Hydrologische en bodemkundige karakterisering van de proeflocaties*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 1457.
- Beek, C.L. van, O. Clevering, L.J.M. Kater en H. van Reuler, 2003. *Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 714.
- Beek, C.L. van Beek, M. Heinen en O.A. Clevering, 2007. Reduced nitrate concentrations in the shallow ground water under a non-fertilised grass buffer strip. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79 (1), pp. 81-91.
- Blaeij A.T. de en A.J. Reinhard, 2008. *Een waterpark als alternatief. MKBA aanleg multifunctioneel helofytenfilter op Waterpark Het Lankheet*. Den Haag, LEI, WUR, Rapport 2008-061.
- Bolt, F.J.E. van der, E.M.P.M. van Boekel, O.A. Clevering, W. van Dijk, I.E. Hoving, R.A.L. Kselik, J.J.M. de Klein, T.P. Leenders, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop, H.M. Mulder, G.J. Noij, E.A. van Os, N.B.P. Polman, L.V. Renaud, S. Reinhard, O.F. Schoumans, en D.J.J. Walvoort, 2008. *Ex-ante evaluatie landbouw en KRW*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 1687.
- Clevering, O., B. Smit, Th. Aendekerk, & N. van Wees, 2004. *Mogelijkheden voor hergebruik en zuivering van uitgespoelde nutriënten. Deskstudie in het kader van het project Nutriënten Waterproof*. LNV-

¹³ In de ex ante evaluatie van het PBL naar de Kaderrichtlijn Water (2008) zijn de monetaire baten van recreatie en recreatieve beleving langs natuurvriendelijke oevers geschat op € 254 tot € 873 miljoen euro. Deze spreiding laat zien hoezeer deze recreatieve baten uiteen kunnen lopen.

¹⁴ Kosteneffectiviteit blijft beperkt tot het oppervlaktewater. Andere milieu of maatschappelijke thema's, zo als de aantrekkelijkheid van het landschap of de kwaliteit van het grondwater, worden er dus niet bij betrokken.

- programma's systeeminnovatie open teelten (400-I en 400-III), Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V. nr. 530133.
- Diepen, C.A. van, J. Stolte, I. Wolf & H.S.D. Naeff, 2002. *Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant; deelrapport 3: vergelijking belasting oppervlaktewater uit diffuse bronnen en puntbronnen*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 527.3.
- Haan, J. de, J.R. van der Schoot, H. Verstegen en O. Clevering, 2010. Removal of nitrogen leaching from vegetable crops in constructed wetlands. *Acta Hort. (ISHS)* 852:139-144.
- Heinen, M., I.G.A.M. Noij, H.I.M. Heesmans, J.W. Van Groenigen, J.T.N.M. Thissen, 2011. A novel method to determine buffer strip effectiveness applied to a deeply permeable sandy soil. Accepted by J. Env. Qual.
- Hefting, M., B. Beltman, D. Karssenberg, K. Rebel, M. van Riessen en M. Spijker, 2006a. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 139, pp. 143-156.
- Hefting, M.M., R. Bobbink en M.P. Janssens, 2006b. Spatial variation in denitrification and N₂O emission in relation to nitrate removal efficiency in a N-stressed riparian buffer zone. *Ecosystems*, 9, pp. 550-563.
- Kadlec, R.H., 1999. The limits of phosphorus removal in wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 7, pp. 165-175.
- Kadlec, R.H., en R.L. Knight, 1996. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- Klok, C., P.F.A.M. Romkens, H.S.D. Naeff, G.H.P. Arts, J. Runhaar, C.A. van Diepen en I.G.A.M. Noij, 2003. *Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Reconstructiegebieden van Noord-Brabant*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 635.
- Knight, R.L., R.W. Ruble, R.H. Kadlec en S.C. Reed, 1994. Wetlands for wastewater treatment performance database. pp 35-58. In: G.A. Moshiri (ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- Kragt, F., 2008. Beschrijving toepassing Helofytenfilters/zuiveringsmoerassen Ex-ante KRW Kwaliteit voor later 2008. PBL-LDL Memo.
- Linden, A.M.A., S. Lukács, A. Schouten en H. Wijnen, 2010. Teeltvrije zones; invloed op belasting van het oppervlaktewater. Bilthoven, RIVM, Rapport 607640001/2010.
- Meerburg, B.G., P.H. Vereijken, W. de Visser, A. Verhagen, H. Korevaar, E.P. Querner, A.T. de Blaeij, A.T. & A.K. van der Werf, 2010. Surface water sanitation and biomass production in a large constructed wetland in the Netherlands. *Wetlands Ecology and Management* 18 (4): 463 – 470.
- Melman, Th.C.P., 1991. Slootkanten in het veenweidegebied. *Mogelijkheden voor Behoud en Ontwikkeling van Natuur in Agrarisch Grasland*. Leiden, Proefschrift, RU-Leiden.
- Melman, Th.C.P. en R. Huele., 1989. Verantwoord bemesten van perceelsranden: het KA-systeem als hulpmiddel. *Meststoffen*, 1989, no 2/3, pp. 17-20.
- Melman, Th.C.P. en J. van der Linden, 1988. Kunstmeststrooiers en natuurgericht slootkantbeheer. *Landinrichting*, 28, pp. 37-43.
- Melman, Th.C.P., L.C.F.M. van Oers en R.H.Kemmers, 1990a. De stikstofbalans van slootkanten. *Landschap*, 7, pp. 183-201.
- Melman, Th.C.P., en A.J. van Strien, 1990b. Slootkanten in veenweidegebieden; mogelijkheden voor natuurgerichte inrichting en beheer. CML-meded. Nr 64., RU-Leiden,
- Melman, Th.C.P. en A.J. van Strien, 1993. Ditch banks as a conservation focus in intensively exploited peat farmland. pp. 122-141. In: C. Vos en P. Opdam (eds). *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. London, Chapman & Hall.
- Meuleman, A.F.M., R. van Logtestijn, G.B.J. Rijs en J.T.A. Verhoeven, 2003. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 20 (1), pp. 31-44.
- Meuleman, A.F.M., B. Beltman en R.A. Scheffer, 2003. Water pollution control by aquatic vegetation of treatment wetlands de Meije. *Wetlands Ecology and Management*, 12, pp. 459-471.

- Noij, I.G.A.M., M. Heinen, H.I.M. Heesmans, J.T.N.M. Thissen, P. Groenendijk, 2011. Effectiveness of unfertilized buffer strips to reduce nitrogen loads from agricultural lowland to surface waters. Accepted by J. Env. Qual.
- Noij, G.J., W. Corre, E.M.P.M. Boekel, H.P. Oosterom, J.C. van Middelkoop, W. van Dijk, O. Clevering, L.V. Renaud, en P.J.T. van Bakel, 2008. *Kosteneffectiviteit van Alternatieve Maatregelen voor Bufferstroken in Nederland*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 1618.
- Noij, G.J., 2007. *Effectiveness of Buffer Strips in the Netherlands. International Review Report of the Research Project*. Wageningen, Alterra, WUR.
- PBL, 2008. *Kwaliteit voor Later. Ex Ante Evaluatie Kaderrichtlijn Water*. Bilthoven, PBL, Rapportnummer 50014001/2008.
- Schreijer, M., R. Kampf, J.T.A. Verhoeven en S. Toet, 2003. *Nabehandeling van RWZ-effluent tot Bruikbaar Oppervlaktewater in een Moerassysteem*. Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier en Universiteit Utrecht.
- Smit, R., J. de Klein en D. Walvoort, 2006. Versterking van het zelfreinigend vermogen van oppervlaktewateren. (pp. 34-35) In: D. Leenders en C. Kwakernaak (red.). *20 puzzelstukjes voor de KRW*. Wageningen, Alterra, WUR, Rapport 1403.
- Snoo, G.R. de, 1995. *Unsprayed Field Margins: Implications for Environment, Biodiversity and Agricultural Practice – The Dutch Field Margin Project in the Haarlemmermeerpolder*. Leiden University, Centre of Environmental Science, PhD-thesis.
- Stowa, 2001. *Handboek Zuiveringsmoerassen*, STOWA-rapport 2001-09.
- Stowa, 2005. *Vergaande Verwijdering van Fosfaat met Helofyrenfilters. Stand van Zaken 2004*. STOWA-rapport 2005-19
- Stuijzand, S., 2007. Waterberging in Beekdalen: Pilot Beerze, Pilotprogramma Waterberging – Natuur. www.waterberging-natuur.nl.
- Thannhauser-Douma, M., 1998. *Ontwikkelingen in de Rottige Meenthe en de Brandemeer: Waterkwaliteitonderzoek en Beheersmaatregelen*. Waterschap Friesland.
- Vegter, U., 2007 Water vasthouden en Nutriëntenreductie: Pilot Hunze, Pilotprogramma Waterberging – Natuur. www.waterberging-natuur.nl.
- Verhoeven, J.T.A. en A. F.M. Meuleman, 1999. *Wetlands for Wastewater Treatment: Opportunities and Limitations*. Utrecht University/KIWA.

Bijlage 4 Voedselproductie door landbouw

Samenvatting

Inzichten

- (1) Voedselproductie is een ecosysteemdienst waarbij de mens het ecosysteem vergaand naar zijn hand heeft gezet. Dit proces is 10.000-14.000 jaar geleden begonnen en gaat nog altijd door. Hoewel minder zichtbaar dan in de vroegere landbouw, is in de moderne landbouw de rol van natuurlijke processen nog zeer groot.
- (2) In Nederland is afgelopen eeuw de voedselproductie per oppervlak en de arbeids-productiviteit sterk vergroot: de productie is groter dan ooit en het aantal boeren neemt alleen maar af.
- (3) Keerzijde van de moderne voedselproductie is de zeer hoge input aan energie en middelen, de negatieve externe effecten, de vermindering van de plaag- en ziekteverende werking van bodem en omgeving en de achteruitgang van de cultuurhistorische en belevingswaarde. De huidige voedselproductie is niet duurzaam.

Boodschappen en perspectief

Het perspectief van voedselproductie als ecosysteemdienst zou in de Nederlandse situatie vooral in het teken moeten staan van:

- (1) Versterking van de duurzaamheid (intact houden van het bodemsysteem, werken naar een gesloten cyclus van nutriënten, verminderen energieverbruik)
- (2) Terugdringing van de negatieve milieu-effecten (verminderen watergebruik, verminderen verdroging, verminderen eutrofiëring, verminderen emissie bestrijdingsmiddelen)
- (3) Meer gebruik maken van de omgevingskwaliteiten voor de voedselproductie (functioneel agrarische biodiversiteit voor bijvoorbeeld biologische plaagbestrijding, ziektevering, bestuiving, watervasthoudend vermogen etc.), zowel vanuit het agrarisch gebied zelf (randen, bodem) als vanuit aangrenzende (natuur)gebieden.
- (4) Versterking van positieve neveneffecten op agrarische natuur- en landschapskwaliteiten (door middel van natuur- en landschapsgericht beheer).
- (5) Verminderen van de afhankelijkheid van aanvoer van stoffen uit het buitenland (vermindering ecologische voetafdruk).

Een aantal van de huidige ontwikkelingen spoort in meer of minder mate met het gedachtegoed van ecosysteemdiensten, maar een ondubbelzinnige keuze voor duurzaamheid moet nog worden gemaakt.

Uitwerking

1. Inleiding

In discussies over wat ecosysteemdiensten zijn, ontstaat vaak verwondering wanneer voedsel als ecosysteemdienst wordt opgevoerd. Velen ervaren voedselproductie als mensenwerk en niet als ecosysteemdienst. Dat laatste heeft wellicht te maken met het feit dat ecosysteem-

diensten gemakkelijk (en intuïtief) met zogenaamde ‘natuur-natuur’¹⁵ geassocieerd worden, terwijl het begrip ecosysteemdienst volgens de MEA (2005) alles dekt dat met levende systemen van doen heeft. Daarnaast wordt al snel over het hoofd gezien dat bij voedselproductie de mens weliswaar een belangrijke rol heeft, maar dat vele andere organismen een belangrijke zo niet doorslaggevende rol spelen. Met name het belang van bodemleven wordt vaak onderschat. (zie voor een uitgebreide uitwerking van deze thematiek voor België: D’Haene *et al.*, 2010)

De rol van de mens bij voedselproductie is in de loop der tijden sterk veranderd. In de jager-verzamelaarfase was het de natuur-natuur die de mens van voedsel voorzag: ze leverde vlees, vis, zaden en vruchten enz. Deze zogeheten ‘Hof van Eden’-achtige ecosysteemdiensten zijn met relatief weinig inspanning beschikbaar en vragen geen bijzonder technologie (zie Van der Heide en Sijsma, 2011). Om de hoeveelheid en de zekerheid van de voedselproductie te vergroten is de mens gaandeweg in het natuurlijke ecosysteem gaan investeren. Gronden werden gevrijwaard tegen ongewenste soorten (zoals ‘onkruid’), en werden bewerkt en ingericht op de maximalisatie van de productie van eetbare soorten. Het begin van de landbouw was daar.¹⁶ Aanvankelijk zijn deze activiteiten zeer bescheiden geweest, maar in de loop der eeuwen werden de methoden steeds grondiger. Een mijlpaal was de ontwikkeling van de ploeg, rond 10.000 voor Christus. Met de intrede van de kunstmest, halverwege de 19^e eeuw, de ontwikkeling in de mechanisatie en het toepassen van bestrijdingsmiddelen is voedselproductie welhaast een industrieel proces geworden (denk aan intensieve veehouderij, kassenteelt en de legkippenhouderij). Deze veranderingen in combinatie met de onmiddellijke bewerking van het geogste voedsel tot verpakte eenheden en kant-en-klaar maaltijden, maken de relatie tussen voedselproductie en ecosystemen steeds moeilijker voelbaar. Daarmee is de voedselproductie zoals die momenteel in de landbouw plaatsvindt, verworpen tot een zeer ‘vermenselijkte’ ecosysteemdienst.

De landbouwende mens is dus onderdeel van het voedselproductie- of agro-ecosysteem. Voor onderhavige analyse is voedselproductie een relevante ecosysteemdienst, omdat met dit rapport immers wordt beoogd na te gaan of ecosysteemdiensten ‘beter’ kunnen worden benut. Eén van de aspecten daarbij is de duurzaamheid van het systeem. Duurzaamheid is in het geding wanneer het productiesysteem zelf te gronde wordt gericht door de wijze waarop het wordt geëxploiteerd. Erosie door slecht bodembeheer, het verminderen van het watervasthoudend vermogen, de bevattelijkheid voor ziekten en plagen zijn hier voorbeelden van. Ook is duurzaamheid in het geding wanneer er sprake is van vervuilende output (die zich vaak openbaart in de vorm van negatieve externe effecten).¹⁷ Daarvan is sprake bij emissies van bijvoorbeeld nutriënten (vermesting) en bestrijdingsmiddelen (vergiftiging). Maar ook kan duurzaamheid lijden onder de nadelige gevolgen van externe input, zoals de aanvoer van diervoeders vanuit een ander, extern ecosysteem (een footprint die samenhangt met de teelt). Al deze zaken zijn bij de Nederlandse landbouw in meer of mindere mate aan de orde.

¹⁵ De wat merkwaardige term ‘natuur-natuur’ wordt gebruikt om de natuur van reservaten aan te duiden, de natuur die aanwezig is als invloed van de mens er niet is. Als contramal geldt dan de term ‘natuur’ waar alle leven mee wordt bedoeld, en waar de mens onderdeel van uitmaakt.

¹⁶ De landbouw is 14.000-12.000 jaar geleden in het Nabije Oosten ontstaan, aan het einde van de laatste ijstijd. Zo’n 10.000-7.000 geleden werden landbouwkundige activiteiten in Nederland geïntroduceerd. De oudste sporen daarvan zijn in het tegenwoordige Zuid-Limburg aangetroffen.

¹⁷ Negatieve externe effecten zijn – formeel gedefinieerd – de negatieve welvaartseffecten van de productie of consumptie die niet in de prijs van het product tot uitdrukking komen. Milieuvervuiling is een bekend voorbeeld van een negatief extern effect.

Hoewel de ecosysteemdienst voedselproductie dus sterk 'vermenselijkt' is, spelen de condities buiten de mens nog steeds een belangrijke rol, met name bij het duurzaam gebruik maken van deze ecosysteemdienst (natuurlijke bodemvruchtbaarheid, watervasthoudend vermogen, ziekteverwend vermogen van de bodem e.d.). Juist vanwege het belang van deze (a)biotische factoren, maar ook vanwege praktische redenen, beperken we ons in dit overzicht van de voedselproductie hoofdzakelijk tot de vollegrondslandbouw.

In de paragraaf 2 gaan we dieper in op de ligging en omvang van de qua areaal belangrijkste Nederlandse voedselproducerende ecosystemen. Vervolgens wordt in paragraaf 3 de link gelegd met duurzaamheid door nader stil te staan bij de externe effecten van voedsel. De monetaire waarde van voedselproductie komt aan de orde in paragraaf 4. Omdat het produceren van voedsel verschillende relaties met andere ecosysteemdiensten heeft (waaronder bestuiving, CO₂-vastlegging, biologische plaagbestrijding), wordt hier in de paragraaf 5 nadrukkelijk bij stil gestaan. Ten slotte wordt in de paragraaf 6 kort iets gezegd over de verwachte ontwikkelingen en toekomstperspectieven van voedselproductie.

2. Ligging en omvang van voedselproductiegebieden

Wat betreft fysieke omvang is voedselproductie in Nederland een zeer belangrijke ecosysteemdienst. Land- en tuinbouw hebben ruim 60% van de grond (ca 2 miljoen ha) in Nederland in gebruik en bepalen het landschappelijke karakter van het landelijk gebied. Er zijn vele overzichten voorhanden die inzicht geven in de omvang en ligging van de Nederlandse landbouw (zie bijvoorbeeld Berkhout en van Bruchem, 2009; LEI, 2010; Rienks *et al.*, 2009). In het onderstaande beperken we ons tot de qua oppervlakte belangrijkste producten van de vollegrondslandbouw: melk en akkerbouw (granen en bieten en aardappelen). De areaalomvang van deze twee sectoren staat in tabel 4.1 en figuur 4.1 weergegeven.

Tabel 4.1. Oppervlakte akkerbouwgewassen, grasland en totale oppervlakte cultuurgrond in ha.

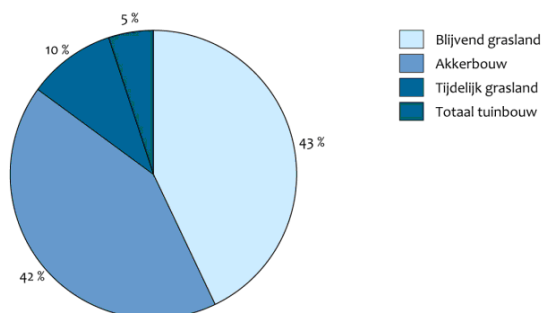
	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2009
Akkerbouw-gewassen*	704.710	726.125	799.434	796.352	958.306	1.051.612	992.901
Grasland**	1.197.592	1.164.290	1.096.496	1.048.234	927.875	794.900	827.247
Totale opp. cultuurgr.	2.020.237	2.019.023	2.005.608	1.964.747	1.976.743	1.937.695	1.917.480

*) Met ingang van 1986 is een deel van de oppervlakte 'groenten open grond' (erwten groen te oogsten), 'poot- en plantuien', 'zaaiuien' en 'zilveruitjes' (in 1986 22.026 ha) bij akkerbouwgewassen ondergebracht.

**) Vanaf 2000 zit 'tijdelijk grasland' onder de akkerbouwgewassen.

Bron: LEI (2010, p. 30, 22-c).

Agrarisch landgebruik 2008

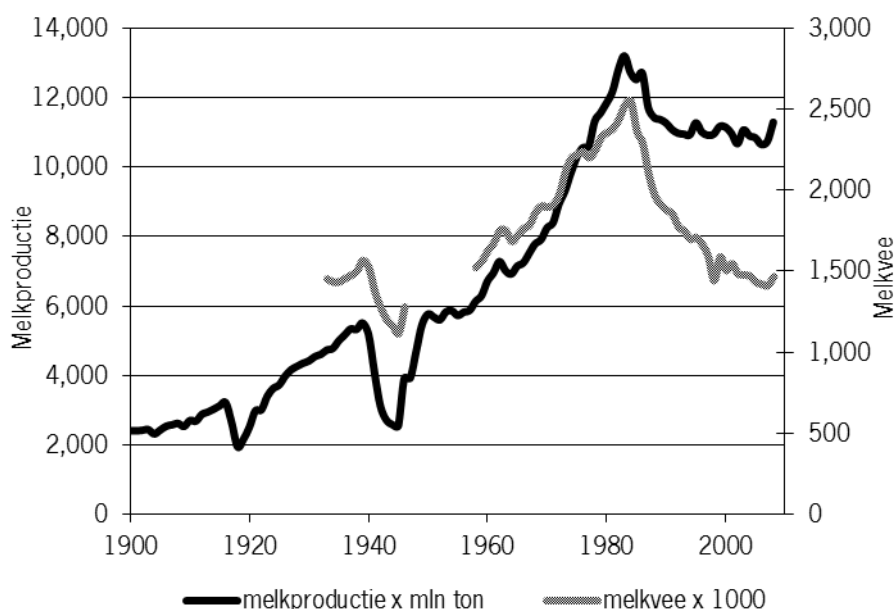


Figuur 4.1. Gebruik landbouwgrond in Nederland (Bron CBS).

Melk

De melkveehouderij is de grootste grondgebruiker en is daarmee gezichtsbepalend voor het Nederlandse landschap. Van het landbouwgebied is ruim de helft (830.000 ha grasland en 200.000 ha mais) in gebruik voor de melkproductie. Daarnaast wordt voor de melkproductie ook mengvoer gebruikt dat uit het buitenland komt, met name uit Zuid-Amerika (vooral sojaschroot, palmolie, tapioca en citruspulp). Voor het produceren van dit buitenlandse mengvoer wordt momenteel naar schatting 200.000 ha gebruikt (pers. meded. T. Rood (PBL)). Kijken we naar het aandeel dat het Nederlandse gras in de melkproductie heeft, dan is dat ongeveer 51%. De rest is te herleiden tot maïs ($\pm 20\%$) en andere gewassen (Aarts *et al.*, 2005). Het Nederlandse grasland vertegenwoordigt dus ongeveer de helft van het ecosysteem waarvan we onze melkproductie betrekken.

De Nederlandse melkproductie bedraagt op dit moment ongeveer 11 miljard kilogram per jaar, een niveau dat de laatste 10 jaar ongeveer constant is (figuur 4.2, tabel 4.2). Daarvóór heeft de melkproductie een gestage, spectaculaire toename laten zien, een vervijfvoudiging sinds het begin van de twintigste eeuw (begin van de landelijke registratie). Alleen de wereldoorlogen laten een dip zien. De top werd bereikt in 1984, in welk jaar – en als gevolg van de ontstane melkplas en boterberg – de superheffing werd ingevoerd en verdere stijging van de productie effectief is afgeremd.



Figuur 4.2. De omvang van de Nederlandse melkproductie en melkveestapel in de 20ste en begin 21ste eeuw. Bron: www.zuivelhistorienederland.nl en CBS landbouwcijfers.

Tabel 4.2. Melkproductie in 1.000 ton; productie per koe in liters.

	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2008*
Berekende totale productie	10.286	11.851	12.525	11.273	11.280	11.155	10.827	11.620
Gemidd. productie per koe	4.625	5.036	5.330	6.010	6.613	7.296	7.554	7.926

*) Voorlopige cijfers.

Bron: LEI (2010, p. 124, 53-a).

De enorme productiestijging van 1900 is mogelijk geworden dank zij de introductie van kunstmest, betere waterbeheersing, betere graslandverzorging, een rationele kavelinrichting, aanvoer van krachtvoer van buiten het bedrijf, en de mechanisatie van arbeid; allemaal aspecten van de menselijke investeringen in het agro-ecosysteem.

Hoe ziet het melkproductie-ecosysteem er uit?

Om een beeld te schetsen van hoe het melk producerende agro-ecosysteem eruit ziet, volgen hieronder een beknopte beschrijving van enkele karakteristieken die onlosmakelijk met de melkproductie zijn verbonden, namelijk (i) het gras, (ii) de koe en (iii) het bedrijf.

(i) Grasproductie¹⁸

Het grasland levert een belangrijk aandeel in de melkproductie. Het vormt het basisrantsoen voor de koeien (ca 51% van de melkproductie kan aan het gras worden toegeschreven, zoals hierboven aangeduid). Met behulp van menselijke investeringen is de productiviteit ervan sterk vergroot. Leveren onbemeste graslanden, afhankelijk van de grondsoort en ontwatering, 4-8 ton droge stof per ha per jaar op, goed en zwaar bemeste graslanden, met veel Engels raaigras, produceren ongeveer 13-15 ton (Korevaar *et al.*, 2006). Bemesting op productiegrasland (200-300 kg N per ha per jaar op veengrond en 300-400 kg op overige gronden, zie www.nutrinorm.nl) heeft dus een zeer groot effect op de primaire productie. Bovendien is de mestgift, tezamen met andere activiteiten zoals ontwatering, herinzaai, en frequent maaien, van grote invloed op het aantal soorten grassen en kruiden dat op de graslanden voorkomt. Op onbemeste graslandpercelen met een niet al te vruchtbare bodem kunnen 20-30 soorten voorkomen. Op bemeste gronden betreft dit aantal 5-15 soorten.

Grasland is in principe meerjarig en kan zelfs permanent zijn. Tot 40 jaar geleden was dat laatste gebruikelijk. Door de steeds hogere eisen die worden gesteld aan de soortsaamenstelling vindt regelmatig graslandvernieuwing plaats. Daarbij wordt de grond vaak geploegd en opnieuw ingezaaid. Dit gebeurt eenmaal per 5 à 10 jaar. Met deze praktijk zijn graslanden steeds meer op akkers gaan lijken. Daarnaast vindt incidenteel chemische onkruidbestrijding plaats en worden engerlingen en emelten (insectenlarven die wortels beschadigen) bestreden.

(ii) Productie per ha, productie per koe

De melkproductie op intensieve melkveehouderijen bedraagt ongeveer 12 ton per ha per jaar. Hierboven is reeds uiteengezet dat van de Nederlandse melkproductie ca 50% aan de grasproductie toegerekend mag worden (de rest komt van maisland en import), dus eigenlijk staat een gemiddelde ha grasland voor 6.000 kg melk. Opvallend is verder dat de gemiddelde productie per koe tussen 1975 en 2008 met ongeveer 70% is toegenomen (tabel 4.2). Deze stijging is enerzijds het gevolg van verbetering van de efficiëntie in de bedrijfsvoering. Anderzijds is de productieverhoging gerealiseerd door verandering in de voedsel-samenstelling, de computer-gestuurde optimalisatie van het voedselrantsoen (voor elke koe afzonderlijk), en een gerichte fok op hoge melkopbrengsten. Met steeds minder koeien wordt dezelfde hoeveelheid melk geproduceerd.

(iii) Het melkveebedrijf

In tabel 4.3 staat de ontwikkeling van het Nederlandse melkveebedrijf over de afgelopen jaren samengevat. Het aantal bedrijven daalt voortdurend (in de periode 2001-2009 met ca 25%). Het bedrijfsareaal en het aantal koeien per bedrijf stijgt daarentegen.

¹⁸ Naast het grasland maakt het maisareaal (200.000) en de productiegrond in het buitenland ook deel uit van het melkproductiesysteem. Deze zijn niet in deze beschrijving opgenomen.

Tabel 4.3. Nederlandse melkveebedrijven, gemiddeld per bedrijf.

	2001	2003	2005	2006	2007	2008*	2009**
Aantal bedrijven	24.400	22.270	20.800	19.520	18.760	18.470	18.240
Opp. cultuurgrond in ha	35,1	38,6	40,9	43,0	45,9	47,3	48,1
Aantal melkkoeien – gem. per bedrijf	59,0	62,5	64,6	68,2	70,8	74,9	77,4

*) Voorlopige cijfers.

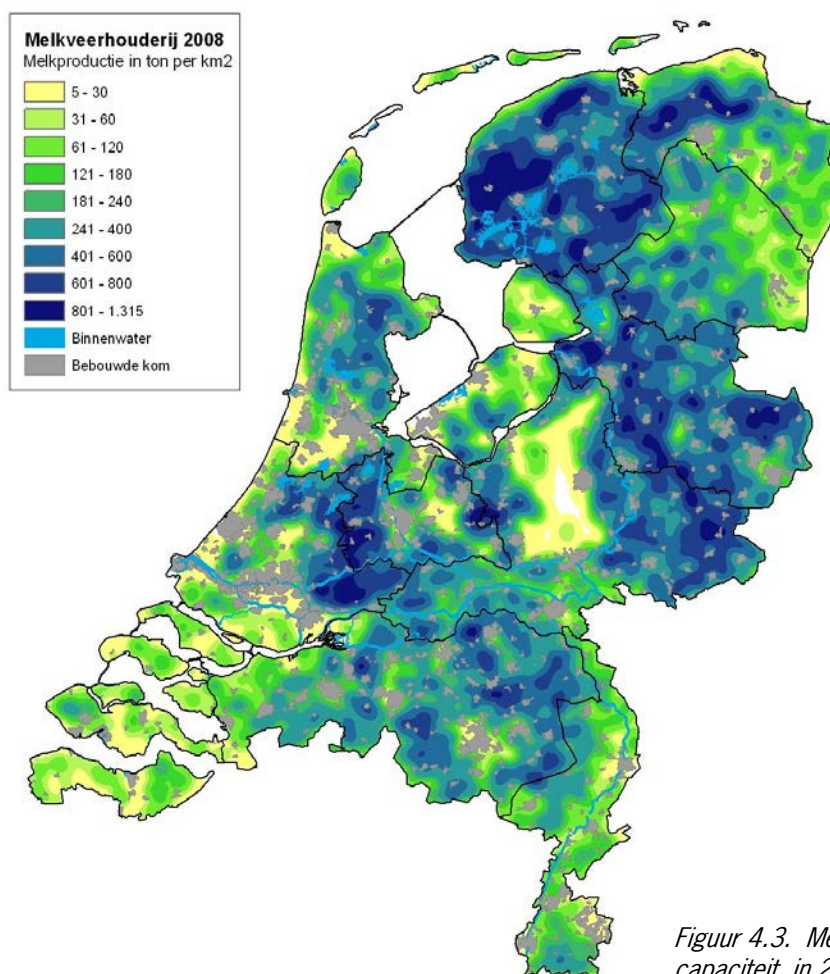
***) Raming.

Bron: LEI (2010, p. 164, 83-j) en De Bont *et al.* (2009, p.29, Tabel 2.3).

Met deze schaalvergroting heeft het gemiddelde melkveebedrijf momenteel 48 ha grond en 78 melkkoeien. Circa 10% van de bedrijven heeft meer dan 100 koeien. De verwachting is dat de bedrijfsomvang en koeienaantal de komende jaren verder toenemen (Ministerie van LNV, 2005a).

Waar komt de melk vandaan?

Figuur 4.3 laat zien waar de Nederlandse melkproductie wordt gerealiseerd, gebaseerd op de ligging van gras- en voederpercelen. Het zwaartepunt ligt in Noord-Nederland, in het Groene Hart, en Overijssel, in de omgeving van de IJssel. Verwacht wordt dat de veestapel de komende jaren gaat dalen, met name in het westen (Ministerie van LNV, 2005a). Als gevolg hiervan zal de melkproductie vooral naar de noordelijke provincies verschuiven.



Figuur 4.3. Melkproductie-capaciteit, in 2008 (in ton per km²).

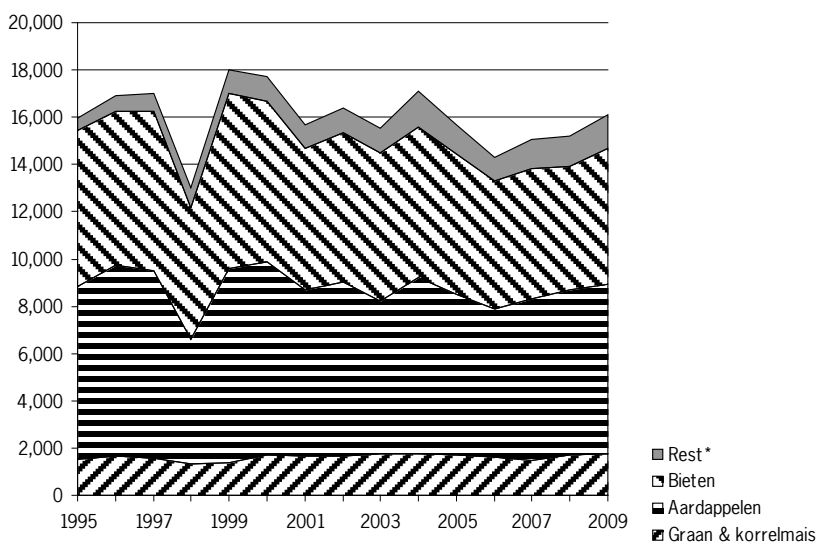
Akkerbouw: granen, aardappelen en bieten

Na de melkveehouderij is de akkerbouw met ca 1 miljoen ha de grootste grondgebruiker (Ministerie van LNV, 2005b). Suiker- en voederbieten en aardappels zijn typische akkerbouwproducten die in grote hoeveelheden (bulk) worden geproduceerd. Hetzelfde geldt voor granen zoals tarwe en gerst. In het navolgende wordt (in termen van omvang en locatie) een korte typering van akkerbouwproducten gegeven, waarna vervolgens het ecosysteem aan bod komt waarop de productie van de akkerbouwgewassen plaatsvindt.

Beschrijving van de dienst: omvang en locatie

Waar in veel andere landen de akkerbouw wordt gedomineerd door graan, daar bestaat de Nederlandse akkerbouw vooral uit hakvruchten (aardappelen, akkerbouwmatige groenten en bieten). Graan is in Nederland vooral van belang als onderdeel van de gewasrotatie, de noodzakelijke vruchtwisseling (nl.wikipedia.org/wiki/Vruchtwisseling). Vanuit financieel oogpunt is graan minder interessant. De graanproductie in Nederland is door zijn relatief hoge vochtgehalte namelijk beperkt geschikt voor broodbereiding. Graan wordt daarom vooral gebruikt voor bierbereiding, veevoeder en zetmeelwinning.

In 2009 werd er op 228.000 ha graan verbouwd, op 155.000 ha aardappels, op ruim 70.000 ha suiker- en voederbieten en op bijna 440.000 ha groenvoergerassen (LEI, 2010), waarvan tijdelijk grasland ongeveer de helft is. De productie van de belangrijkste akkerbouwgewassen tussen 1995 en 2009 staat weergegeven in figuur 4.4. Opvallend is de dip in 1998 voor zowel bieten als aardappelen. Tussen 1975 en 2008 is de productie van deze akkerbouwgewassen gestegen te zijn van ruim 12 miljoen ton naar meer dan 16 miljoen ton.



*) Peulvruchten, koolzaad, karwijzaad, blauw maanzaad, (lijn)zaad van vezelvlas, hennep, cichorei, en zaaiuien.
Bron: LEI (2010, p. 113, 51-a) en www3.lei.wur.nl/tc/Classificatie.aspx.

Figuur 4.4. De akkerbouwproductie in Nederland voor de kwantitatief belangrijkste gewassen in 1.000 ton.

De Nederlandse graanproductie bedraagt momenteel jaarlijks ca 1,6 miljoen ton. De hoeveelheid aardappelen is ongeveer 7 miljoen ton en bieten 6 miljoen ton. Gerekend vanaf 1975 en in vergelijking tot de toename in melkproductie is de productiestijging van de verschillende akkerbouwgewassen bescheiden. Dit zal wellicht samenhangen met het feit dat – anders dan bij de melkproductie – de akkerbouwproductie niet kan worden gestimuleerd met grond buiten Nederland. Veel van de gerealiseerde toename in productie is toe te schrijven aan een verdergaande mechanisatie en groeiende omvang van de bedrijven.

Hoe ziet het akker-ecosysteem er uit?

Hieronder volgt een korte beschrijving van het akker-ecosysteem. Daarbij richten we ons op twee elementen, namelijk (i) de van het akker-ecosysteem afkomstige productie en (ii) het bedrijf.

(i) Akkerbouwproductie

Het agro-ecosysteem van de akkers wordt gekenmerkt door regelmatige omwerking van de grond (1 of meerdere malen ploegen), gebruik van kunstmest en inzet van middelen voor ziekte- en plaagbestrijding. Bestrijding van onkruid (chemisch dan wel mechanisch) is een kenmerkend onderdeel van de bedrijfsvoering. Goed bemeste akkers produceren per ongeveer 9 ton graan per ha per jaar, 60-70 ton bieten en 40-50 ton aardappelen. De bemesting ligt daarbij op 200-300 kg N per ha per jaar (www.nutrinorm.nl). De verschillen tussen de verschillende regio's zijn aanzienlijk vanwege verschillen in grondsoort.

(ii) Het akkerbouwbedrijf

Tabel 4.4 geeft kort weer hoe het Nederlandse akkerbouwbedrijf zich de laatste jaren heeft ontwikkeld. Het aantal bedrijven is tussen 2001 en 2009 gestaag gedaald met 20% tot een aantal van ca 7.200 (tegenover ruim 9.000 in 2001). De gemiddelde oppervlakte is in dezelfde periode gestegen met 30% tot een oppervlakte van ongeveer 57 ha groot (tegenover 47 ha in 2001). Vanwege noodzakelijke gewasrotatie heeft in beginsel elk bedrijf een deel graan, bieten en aardappelen.

Tabel 4.4. Nederlandse akkerbouwbedrijven, gemiddeld per bedrijf.

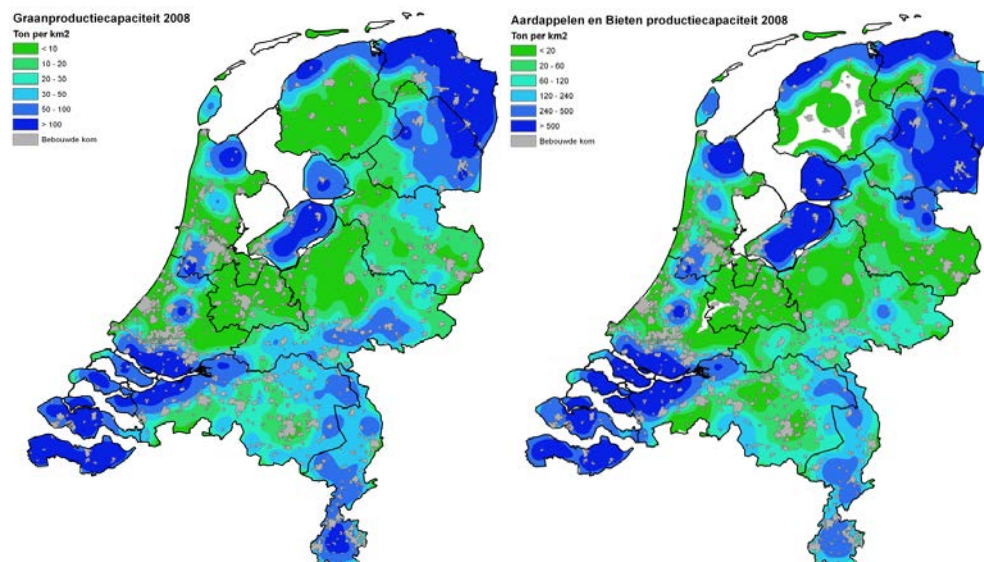
	2001	2003	2005	2006	2007	2008*	2009**
Aantal bedrijven	9.060	8.660	8.450	8.130	7.850	7.600	7.570
Opp. cultuurgrond in ha	46,9	51,0	52,2	52,5	54,8	56,6	57,2

*) Voorlopige cijfers. **) Raming.

Bron: LEI, 2010, p. 155, 83-a.

Waar komen de akkerbouwproducten vandaan?

Figuur 4.5 laat zien waar in Nederland graan, bieten en aardappelen worden verbouwd. Gebieden met hoge productie komen in hoge mate met elkaar over, wat gezien de noodzakelijke rotatie ook wordt verwacht.



Figuur 4.5. Productie van graan (links) en aardappelen en bieten (rechts), in 2008 (in ton per km²). Let op: legenda's verschillen.

3. Externe effecten van melk- en akkerbouwproductie

De productie van melk en de teelt van akkerbouwproducten gaat gepaard met externe effecten op milieu (bodem, water), natuur en landschap en klimaat. Deze kunnen, afhankelijk van de omstandigheden en van de toegepaste productiemethoden, positief dan wel negatief zijn (SER, 2008). De externe effecten kunnen zich op verschillende ruimtelijke schaalniveaus openbaren, van lokaal tot mondiaal. In het navolgende gaan we op verschillende externe effecten in. Allereerst komen de externe effecten op landschap en natuur aan bod, en daarna die op milieu en klimaat. Bij de beschrijving van de verschillende effecten is gekozen voor het schetsen van een beeld. Volledigheid is niet nagestreefd.

Externe effecten op landschap en natuur

Het landschap dat de traditionele landbouw heeft opgeleverd wordt maatschappelijk hoog gewaardeerd. Het streekeigen karakter, met de daarbij horende natuurwaarden zijn daar belangrijke aspecten van. Het algemene beeld is echter dat het agrarisch landschap als gevolg van de sterke productiviteitstijging in de melkveehouderij en in de akkerbouw (fors) aan identiteit en natuurwaarde heeft ingeboet. Hieronder wordt daar wat uitgebreider op ingegaan, met aandacht voor (i) het agrarisch landschap, (ii) de koe in de wei, (iii) de agrarische natuur van graslanden en (iv) die van akkergronden.

(i) Agrarisch landschap

Zoals al aangegeven wordt meer dan de helft van Nederland gebruikt voor voedselproductie. De landschappelijke identiteit van Nederland is daarmee voor een groot deel door de landbouw bepaald. Het landschap, van streek tot streek variërend, herbergt de geschiedenis van de ontwikkelingen zoals die zich in de afgelopen eeuwen hebben voorgedaan. Dit landschap en de cultuurhistorische verhalen die daaraan kleven, worden door velen hooggewaardeerd. Met de industrialisering van de voedselproductie is het landschappelijk karakter ingrijpend veranderd, een proces dat nog steeds voortgaat. De grootschaligheid neemt toe en de streekgebonden kenmerkendheid staat onder druk: de landschappelijke identiteit vervlakt. Met deze vervlakking is ook de waardering voor het landschap tanende. Tegelijkertijd wordt – mede als tegenreactie op de voortschrijdende globalisering – de landschappelijke identiteit steeds meer en meer (h)erkend, en wordt onder meer via multifunctionele landbouw getracht de streekgebonden kenmerkendheid te vergroten (Westerink *et al.*, 2009).

(ii) Koe in de wei

Een van de aspecten waarop het boerenland wordt gewaardeerd, is het fenomeen 'koe in de wei'. Grasland en koeien horen bij elkaar in het Nederlandse landschap, zo vinden velen (Natuur en Milieu, 2005, www.stichtingnatuurenmilieu.nl). Maar niet alle koeien staan tegenwoordig nog in de wei. Eén op de acht koeien kent geen weidegang (met name bij de grote bedrijven) en verwacht wordt dat deze tendens zich voort zal zetten (Ministerie van LNV, 2005a). Zo bleek onlangs uit cijfers van het CBS dat bijna een kwart van de Drentse boeren het hele jaar de koeien op stal houdt. Omdat 'koe in de wei' het publiek aanspreekt, hebben zuivelfabrieken inmiddels melk in de handel gebracht waarbij dit aspect als kwaliteitspredicaat op de verpakking herkenbaar is. De consument kan daarmee bewust kiezen voor het kopen van melk afkomstig van bedrijven-met-weidegang (zie www.zuivelonline.nl).

(iii) Agrarische natuur van graslanden

In het agrarisch grasland heeft zich, als reactie op de abiotische omstandigheden in combinatie met de menselijke activiteiten, een specifieke natuur gevestigd. Met name de weidevogels vertegenwoordigen een belangrijke groep waaraan nationaal en internationaal grote betekenis wordt toegekend. Duizenden boeren en vrijwilligers zijn betrokken bij het beschermen van weidevogels (Van Paassen en Teunissen, 2010). Deze bescherming is nodig

omdat de laatste decennia de ontwikkelingen in de wijze waarop het grasland wordt gebruikt voor de weidevogels ongunstig zijn. Het land wordt steeds intensiever gebruikt (bemesten, maaien, beweiden) en sterker ontwaterd, waardoor het steeds meer eenvormig en soortenarmer wordt (RIVM, 2004; MNP 2007). Niettemin wordt er door het beleid veel aandacht besteed aan het behoud van de specifieke agrarische natuur (www.natuurbeheer.nu).

Binnen landbouwpercelen zijn met name de slootkanten en sloten belangrijke natuurelementen – in het bijzonder voor plantensoorten en amfibieën (Melman, 1991; Leng, 2010; www.groeneruimte.nl). Daarnaast zijn houtwallen en -singels, kaden en dijken elementen waar veel planten- en diersoorten kunnen voorkomen. Dit geheel van (kleinschalige) natuurelementen wordt wel aangeduid als de groen-blauwe dooradering van het agrarische landschap (Geertsema, 2002a,b).

(iv) Agrarische natuur van akkergebieden

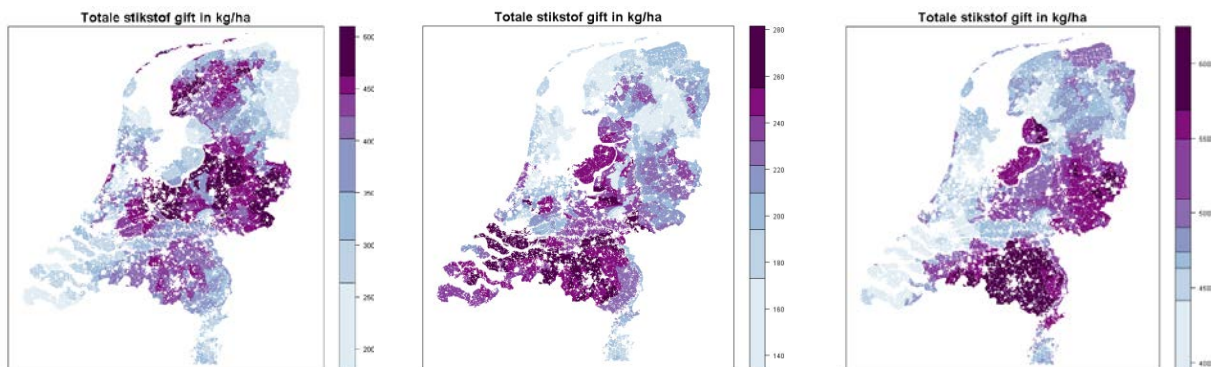
In de akkerbouwgebieden is het stempel dat de landbouwende mens drukt op het ecosysteem nog dominantier dan bij graslanden het geval is. De jaarlijkse grondbewerking (ploegen) is hierin een belangrijke factor. Toch komen ook hier diverse planten- en diersoorten voor die vanuit natuurbehoudoogpunt worden gewaardeerd (De Snoo en Udo de Haes, 1994). Het gaat om een aantal vogelsoorten en – beperkt – om een aantal akkerkruiden. Sinds een aantal jaren wordt er gericht aandacht besteed aan de natuurwaarden van akkerranden, zowel vanwege de kruiden als om de broedvogels die hier baat bij hebben.

Externe effecten: milieu, energiegebruik, klimaat

Voedselproductie komt tot stand in wisselwerking met de omgeving en heeft grote effecten op die omgeving. Tot circa 1800 was veel van de agrarische vervuiling van voorbijgaande aard, onder meer vanwege een sterk geperfectioneerde kringloopmaatschappij voor meststoffen. Maar dat veranderde met de Industriële Revolutie (Reijnders, 2002). Wat betreft de huidige externe effecten van voedselproductie en de negatieve gevolgen ervan vanuit duurzaamheidsoogpunt – beperken we ons tot (i) bemesting, (ii) gewasbeschermingmiddelen, (iii) energie, (iv) water, (v) klimaat en (vi) voetafdruk.

(i) Bemesting

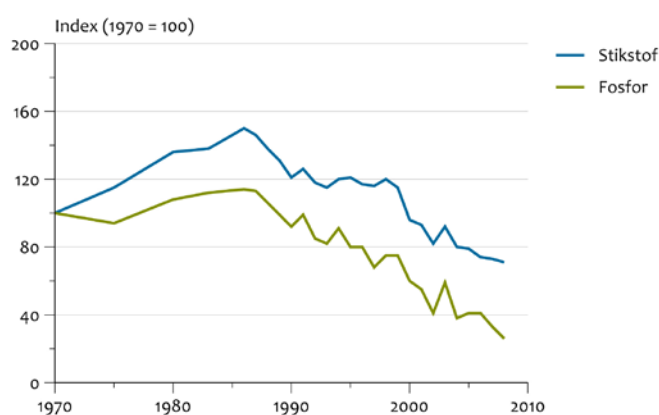
Bemesting is nodig om de gewasgroei te stimuleren; stikstof, fosfaat en kalium zijn voor wat betreft gewichtstoename de belangrijkste stoffen. Van stikstof (alle vormen) worden in Nederland grote hoeveelheden gebruikt, tot meer dan 500 kg per ha per jaar (figuur 4.6). Te zien is dat de gift op graslanden veelal hoger is dan op akkers.



Figuur 4.6. Bemesting van landbouwgrond – totaal (links), grasland (midden) en akkers (rechts). Let op: legenda's verschillen Bron: CBS-LEI.

Naast de positieve effecten op gewassen heeft bemesting ook negatieve effecten: de kwaliteit van bodem, water en lucht wordt negatief beïnvloed (vermesting en verzuring). De mestregeling streeft naar een vermindering van deze effecten en is gericht op een evenwichts-bemesting: een aanvoer die gelijk is aan de afvoer. Vooralsnog echter is in Nederland de mestgift niet in evenwicht met wat er met de productie wordt afgevoerd (zie bijvoorbeeld TCB, 2008). De afgelopen jaren is het bemestingsoverschot weliswaar verminderd maar nog niet verdwenen. Tot de invoering van milieuwetten die voor een vermindering van de nutriëntenoverschotten moesten zorgen, steeg het gebruik van stikstof en fosfaat in de landbouw. In 1986 bereikte de aanvoer een maximum. Sindsdien neemt het overschot af. Aanvankelijk zijn vooral het gebruik en overschot van fosfaat sterk afgenomen.¹⁹ In de periode 1986 tot en met 2008 (voorlopig cijfer) is de aanvoer van stikstof gedaald met 34% en van fosfaat met 45%. De overschotten van deze stoffen zijn in deze periode daardoor verminderd met respectievelijk 55 en 76% (zie figuur 4.7).

Nutriëntenoverschot in landbouw



Bron: CBS.

CBS/nov10/0096
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 4.7. Nutriëntenoverschotten in de landbouw, gerelateerd aan het niveau van 1970.

Slechts een deel van de aangevoerde nutriënten wordt via de oogst afgevoerd. Gewassen nemen ongeveer de helft van de toegevoegde stikstof op. De rest verdwijnt in het milieu (tabel 4.5). Daarvan komt circa 5% door uit- en afspoeling in het oppervlaktewater terecht. En verder is er de denitrificatie van stikstof in de lucht, en accumulatie (ophoping) ervan in bodem en grondwater. Voor fosfor geldt dat het in eerste instantie in de bodem accumuleert als het niet door de gewassen wordt opgenomen. Maar omdat het vermogen van de bodem om fosfor op te hopen eindig is, verzadigt de bodem, waarna de fosfor naar het grond- en oppervlaktewater uitspoelt. Ondanks het afnemende overschot aan fosfaat, neemt het totale oppervlakte van fosfaatverzadigde gronden gestaag toe (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Bij de landbouwproductie komen ook nutriënten beschikbaar in de vorm van dierlijke mest en oogstresten. De hiermee gemoeide hoeveelheden stikstof en fosfaat zijn per regio weergegeven in figuur 4.8.

¹⁹ Opvallend genoeg echter, bleek uit recent onderzoek van Alterra dat het fosfaatgehalte in de bodem van akkerland de afgelopen dertig jaar met 33 tot 40 procent is gestegen, ondanks het beperkende mestbeleid dat in 1984 is ingezet (www.wur.nl/NL/nieuwsagenda/nieuws/Fosfaat; Reijneveld *et al.*, 2009). Volgens dit onderzoek is het fosfaatgehalte van grasland niet toegenomen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat fosfaat daar is weggezakt naar diepere aardlagen.

Tabel 4.5. Mineralenbalans voor cultuurgrond (in mln. kg per weergegeven nutriënt).

	1990	1995	2000	2005	2006	2007
STIKSTOF						
<i>Aanvoer naar de bodem</i>						
Dierlijke mest	450	476	386	356	345	340
Kunstmest	401	395	330	269	277	248
Depositie	82	76	67	56	58	57
Overige	38	37	39	40	34	35
Totaal	971	984	822	681	714	680
<i>Afvoer</i>						
Gewasopbrengst	497	448	414	380	394	391
Netto belasting	474	536	408	301	320	289
FOSFOR						
<i>Aanvoer naar de bodem</i>						
Dierlijke mest	95	86	74	67	66	61
Kunstmest	33	27	27	21	21	16
Depositie	2	2	2	2	2	2
Overige	7	5	5	5	3	3
Totaal	137	120	108	95	92	82
<i>Afvoer</i>						
Gewasopbrengst	62	55	58	55	53	56
Netto belasting	75	65	50	40	39	26
KALIUM						
<i>Aanvoer naar de bodem</i>						
Dierlijke mest	502	510	432	425	410	405
Kunstmest	82	57	43	39	35	38
Depositie	10	10	10	10	10	10
Overige	5	10	9	10	6	6
Totaal	599	587	494	484	461	459
<i>Afvoer</i>						
Gewasopbrengst	445	422	396	397	383	394
Netto belasting	154	165	98	87	78	65

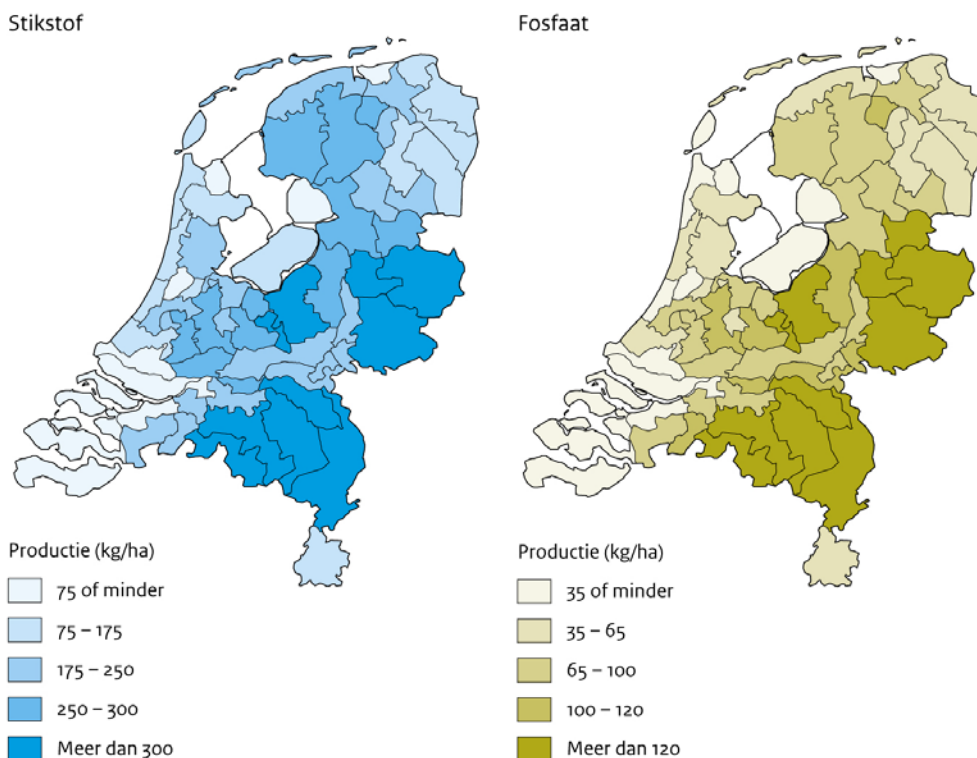
Bron: LEI, 2010, p. 49, 28-f.

De hoeveelheden vrijkomende, 'geproduceerde' hoeveelheden stikstof en fosfaat zijn het grootst in het oostelijk deel van Noord-Brabant, Noord-Limburg, de Gelderse Vallei en Twente en de Achterhoek. Dat hangt samen met de (niet-grondgebonden) intensieve veehouderij die hier plaats vindt. Veel van de mest wordt in dit gebied toegepast. De grond in deze regio's bestaat vooral uit goed doorlatende zandgrond, waardoor de uitspoeling van stikstof naar het grondwater relatief groot is. Dit terwijl op deze zandgronden een belangrijk deel van het Nederlandse drinkwater – een andere ecosysteemdienst – wordt gewonnen.

De onevenwichtigheid tussen de input en output van nutriënten is medebepalend voor de niet-duurzaamheid van de huidige Nederlandse landbouw. De TCB (2008, pp. 2 en 3) schrijft hierover het volgende:

“De Nederlandse vraag naar grondstoffen voor veevoeders leidt tot intensivering van de landbouw elders in de wereld, wat in sommige regio's leidt tot ontbossing of verlies van bodemvruchtbaarheid door erosie. De geïmporteerde nutriënten worden omgezet in vlees en mest waarbij de mest wordt toegediend op een veel kleiner oppervlak dan waar de nutriënten oorspronkelijk aan de bodem zijn onttrokken. Gaandeweg heeft dit geleid tot een zware belasting van water, lucht en bodem met stikstof en fosfaat, en tot eutrofiëring van de Nederlandse natuur. Daardoor is de biodiversiteit afgenomen en de ecologische kwaliteit verslechterd. De onbalans in de vraag naar en het aanbod van nutriënten vormt de basis van de mestproblematiek in Nederland.”

Stikstof- en fosfaatproductie per landbouwgebied, 2010



Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 4.8. Stikstof- en fosfaatproductie per landbouwgebied (2010).

(ii) Gewasbeschermingsmiddelen

Samen met kunstmest hebben ook gewasbeschermingsmiddelen een directe relatie met de hoogte van de kilo-opbrengsten van gewassen (voor verschillen tussen Europese landen, zie Rijk, 2008). Tabel 4.6 laat enkele afzetcijfers van gewasbeschermingsmiddelen in Nederland zien. Het verbruik is sinds 1995 op een constant niveau van rond de 11-12 miljoen kg per jaar in totaal. Schimmelbestrijdingsmiddelen hebben het grootste aandeel hierin. Met name in de sierteelt worden bestrijdingsmiddelen intensief gebruikt.

Tabel 4.6. Verbruik van chemische bestrijdingsmiddelen (in actieve stof) per groep van middelen (in 1.000 kg).

Groep	1990	1995*	2000	2005	2008
Mijten / insectenbestrijdingsmiddelen	840	553	290	212	190
Schimmelbestrijdingsmiddelen	4.726	4.490	4.925	4.394	4.450
Onkruidbestrijdings- en loofdodingsmiddelen	4.091	3.982	3.500	3.496	3.170
Grondontmettingsmiddelen	8.938	2.388	1.402	1.406	1.570
Groeiregulatoren	-**	196	214	-**	-**
Overige middelen	1.673	1.002	1.051	1.196	1.390
Totaal	20.268	12.611	11.382	10.704	10.770

*) Vanaf 1995 exclusief hulpstoffen.

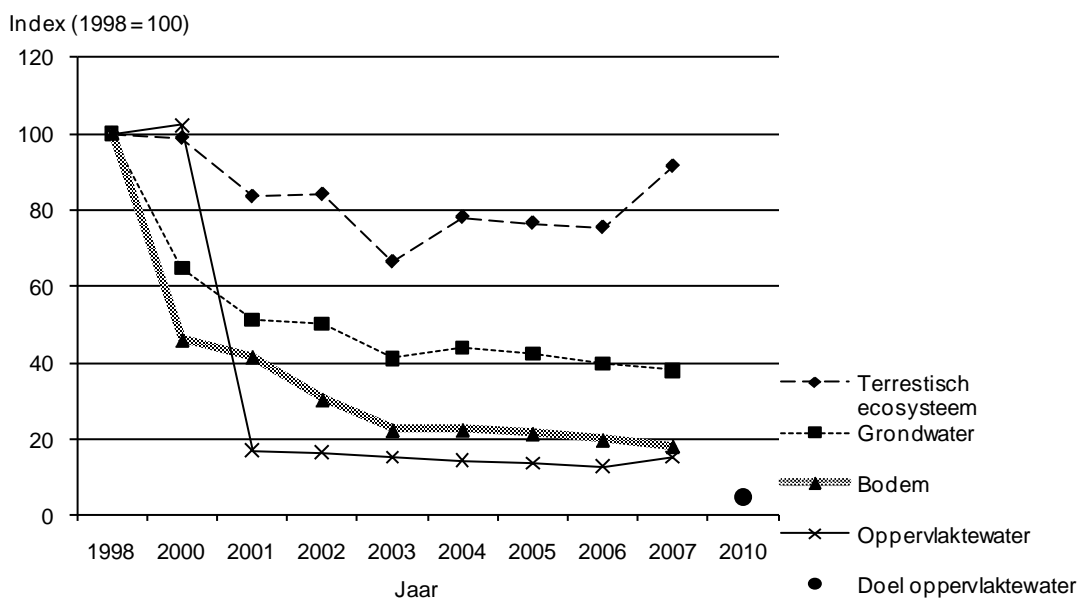
***) De gegevens ontbreken.

Bron: LEI, 2010, p. 51, 28-h.

De bestrijdingsmiddelen belasten het milieu. Het Compendium voor de Leefomgeving (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl) laat de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen zien, zowel in het oppervlaktewater als in het grondwater. De uitspoeling in het oppervlaktewater speelt vooral een rol in de kustprovincies (bollen- en lieteelt), Flevoland en de Gelderse Vallei, terwijl uitspoeling in het grondwater vooral in de oostelijke en zuidelijke provincies plaatsvindt.

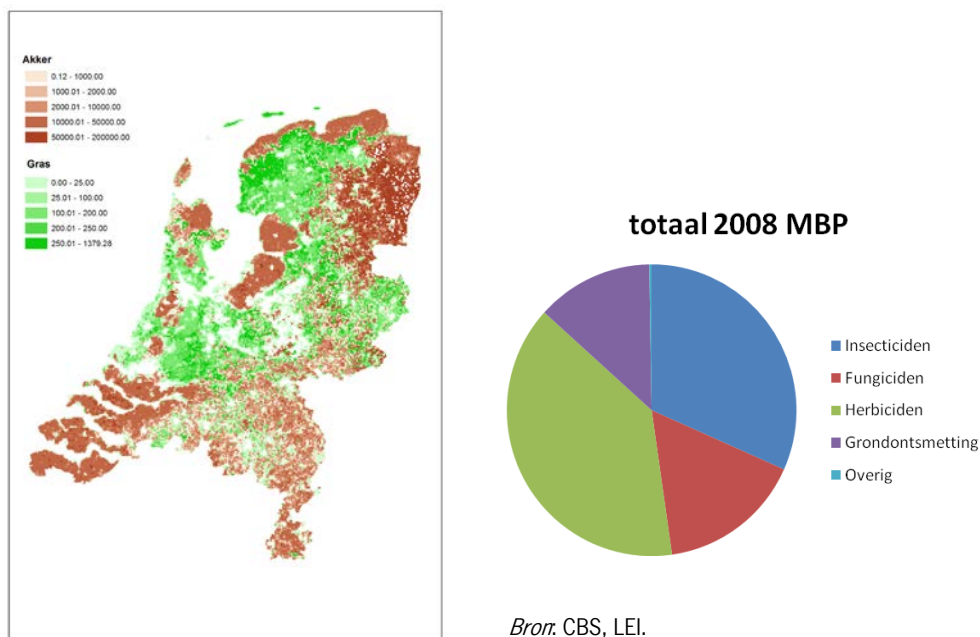
In de afgelopen periode is de belasting van het oppervlaktewater door bestrijdingsmiddelen sterk afgenomen. In 2008 was de milieubelasting 90% lager dan in de referentieperiode 1997-1999 (figuur 4.9). De reductie is vooral het gevolg van het 'Lozingenbesluit open teelt en veehouderij'. Driekwart van de reductie is bereikt doordat telers hun bedrijfsvoering hebben aangepast, onder andere door emissiereducerende apparatuur en door stroken land langs het oppervlaktewater niet te betelen (teeltvrije zones). Het resterende kwart van de reductie is gerealiseerd door veranderingen in het pakket toegelaten middelen voor gewasbeschermingsmiddelen. De milieuwinst is vooral gehaald tussen 1998 en 2001. De doelstelling voor 2010 is 95% lager. Om dit doel te halen moet in de periode 2008-2010 een daling van ruim 65% ten opzichte van 2007 bereikt worden. Hiervoor is een extra inspanning nodig.

Naast de belasting van het oppervlaktewater, is ook de milieubelasting van het grondwater, terrestrische ecosysteem en bodemecosysteem in de periode 1990-2007 gedaald, al is deze reductie geringer dan die van de belasting van het oppervlaktewater (zie figuur 4.9). De verdeling van de milieubelasting afkomstig van de landbouw over Nederland en de bijdrage daarvan door de verschillende middelengroepen is weergegeven in figuur 4.10. Daaruit is af te leiden dat de belasting door de akkerbouw in het algemeen belangrijk hoger is dan door de melkveehouderij en dat insecticiden en herbiciden in de milieubelasting het grootste aandeel hebben.



Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl.

Figuur 4.9. Milieubelasting door het gebruik van bestrijdingsmiddelen.



Figuur 4.10. De milieubelasting afkomstig van het gebruik van bestrijdingsmiddelen (links), en het aandeel van de verschillende middelengroepen in de belasting van het milieu (rechts, met 'mbp' = milieubelastingpunten volgens de CLM-milieumeetlat).

(iii) Energie

Voor de voedselproductie wordt energie gebruikt. Energie voor zaaien, grondbewerking, oogsten en transport, maar ook de energie die nodig is voor de aanmaak van kunstmest en bestrijdingsmiddelen (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0013; Church, 2005; Leach, 1975;). Het maken van voedsel is in essentie het omvormen van zonne-energie in voor de mens opneembare energie (en daarnaast worden via voedsel behalve energie ook de nodige bouwstoffen aangevoerd). De voedselproductie kan pas duurzaam zijn wanneer de hoeveelheid energie die wordt geïnvesteerd niet groter is dan de hoeveelheid die wordt geoogst. Dit lijkt bepaald niet het geval. De Amerikaanse voedingsjournalist Michael Pollan stelt dat de productie van voedsel – dat wil zeggen, het vastleggen van zonne-energie in opneembare vorm – in de Verenigde Staten over het algemeen tien keer zoveel energie kost dan het oplevert (www.mnn.com/food/videos/michael-pollan-energy-and-climate-change). Een groot deel van de verbruikte energie (geschat op 40%) wordt bepaald door de energie die nodig is voor kunstmest en bestrijdingsmiddelen. De 'kunstmestenergie' wordt geschat op het equivalent van ca 10 liter/ha/jr fossiele brandstof (www.sustainabletable.org/issues/energy/). Hoewel er volgens verschillende onderzoekers heel wat is aan te merken op deze cijfers, is de achterliggende vraag een interessante: hoe ziet de energiebalans voor de Nederlandse landbouw eruit? Hoeveel energie investeren wij in onze voedselproductie?

Het energiegebruik van de Nederlandse agrarische sector, voor de volledigheid inclusief de glastuinbouw, staat weergegeven in tabel 4.7. Hierin is alleen het directe energieverbruik opgenomen. Energie die nodig is voor productie van kunstmest en bestrijdingsmiddelen valt hierbuiten. Uit de tabel blijkt dat het energieverbruik van de vollegronds akkerbouw en graasdierbedrijven gemiddeld een stuk lager is dan dat van de teelt in 'overige tuinbouwbedrijven' (met name kassen), waarin veel gas wordt gebruikt. In de glastuinbouw is dit per bedrijf ongeveer zesmaal zoveel als voor een akkerbouwbedrijf. Zouden we de energiebehoefte uitdrukken per ha, dan zouden de verschillen nog veel groter worden, vanwege de geringe omvang van glastuinbouwbedrijven vergeleken met die van vollegrondsbedrijven.

Tabel 4.7. Energiegebruik in de landbouw in 2007 (in megajoule per bedrijf).

	Elektri- citeit	Gas	Warmte	Brand- stof	Overig	Totaal	Aantal bedrijven
Akkerbouwbedrijven	0,05	0,01	0,00	0,25	0,01	0,32	11.366
Opengrondsgroentebedrijven	0,24	0,25	0,00	0,23	0,00	0,72	1.200
Bloembollenbedrijven	0,30	0,34	0,00	0,37	0,08	1,09	1.736
Fruitteeltbedrijven	0,14	0,01	0,00	0,14	0,00	0,29	1.794
Boomkwekerijbedrijven	0,12	0,39	0,00	0,12	0,00	0,63	2.249
Overige tuinbouwbedrijven	0,20	1,64	0,00	0,12	0,01	1,97	1.022
Graasdierbedrijven	0,07	0,03	0,00	0,15	0,00	0,25	37.890
Hokdierbedrijven	0,29	0,29	0,00	0,08	0,12	0,79	7.009
Combinatie bedrijven	0,12	0,08	0,00	0,22	0,04	0,46	6.971

Bron: LEI, het Bedrijven-Informatienet (BIN).

Volgens Reijnders (2002) komt ongeveer 99% van de energie-inzet in de landbouw van industrielanden uit fossiele brandstoffen. Hij stelt (p. 178): "Indien de doorsnee wereldburger het Nederlandse voorbeeld [van energie-intensieve voedselproductie en -consumptie] volgt en de daarvoor benodigde energie wordt gedekt met aardolie, dan zijn we in minder dan 10 jaar door de vermoedelijke wereld-aardolievoorraad heen."

Het opstellen van een energiebalans per teelt of bedrijfstak blijkt weerbarstig te zijn, omdat de kwantiteiten die de verschillende bronnen hanteren zeer sterk uiteenlopen. Zo geeft het LEI eenheden in megajoule per bedrijf (zie tabel 4.7), terwijl Corré en Conijn (2008) een input van gigajoule per ha hanteren, een factor 10^4 à 10^5 hoger dan het LEI. In hun onderzoek gericht op bio-energie teelt laten Conijn en Corré (2009) zien dat de energie input in de Nederlandse graanteelt in totaal circa 13,4 gigajoule per ha per jaar bedraagt (alle energie inbegrepen, inclusief kunstmest en bestrijdingsmiddelen), terwijl de energieopbrengst ca 70 gigajoule per ha per jaar is. Dat betekent dat deze teelt netto energie oplevert (orde van grootte: input : output = 1 : 6), een heel ander beeld dan Pollan voor Amerika schetst.²⁰

(iv) Watergebruik

De Nederlandse landbouw is een forse watergebruiker (tabel 4.8, en zie ook Bijlage 1 – Water voor huishouden, landbouw en industrie). Per jaar wordt er tussen de 120 en 250 miljoen m³ gebruikt. Een belangrijk deel van de waterbehoefte wordt bepaald door beregening (ca 80-240 miljoen m³ per jaar (Hoogeveen *et al.*, 2003). Het grootste deel hiervan wordt aan het grondwater onttrokken. Beregening wordt toegepast in perioden wanneer de vochtvoorraad in de bodem onvoldoende wordt aangevuld door neerslag of vanuit het diepere grondwater. Het beregende areaal is in de periode 2002-2006 gestegen van 62.000 naar ruim 202.000 ha. De potentieel te beregenen oppervlakte wordt geschat op 300.000-350.000 ha (Hoogeveen *et al.*, 2003). In zowel de akkerbouw als veeteelt worden grote arealen beregend, respectievelijk circa 5 en 10% van het areaal. De beregeningsbehoefte is de afgelopen decennia versterkt door de steeds hogere eisen die de landbouw aan de ontwatering stelt: diepere ontwatering, met name in het vochtige seizoen. Dit gaat veelal ten koste van de voorraadvorming in het eigen gebied. Qua aandeel is de beregening in de tuinbouw en de fruitteelt het meest intensief (respectievelijk 26 en 44% van het areaal).

²⁰ Hoeveel energie er met voeding omgaat, blijkt wanneer het energieverbruik vanuit de consumptiekant worden bekeken. Bij deze benadering wordt ook het energieverbruik voor voedsel meegerekend dat door consumenten wordt veroorzaakt (transport, koelen, koken e.d.). Hierbij wordt ook het verbruik van geïmporteerde producten meegenomen. Vringer *et al.* (1997), gerefereerd in Sukkel *et al.* (2010), geven aan dat 24% van ons energieverbruik wordt bepaald door voedsel.

Tabel 4.8. Watergebruik in de land- en tuinbouw.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Watergebruik (miljoen m ³)	151	151	256	151	132	208	119
Gem. gebruik (m ³ per bedrijf)	2.099	2.170	3.891	2.339	2.119	3.441	2.023
Beregend areaal (1.000 ha)		62		93		202	
Akkerbouw		11		19		48	
Tuinbouw		20		25		38	
Fruit		4,9		4,1		5,3	
Veehouderij		18		34		87	
Gemengde bedrijven		9		11		24	

Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl en LEI, het Bedrijven-Informatienet (BIN).

De grote hoeveelheden grondwater die voor de berekening worden gebruikt, betekenen een substantiële aanslag op de zoetwatervoorraad, veroorzaken een verlaging van de grondwaterstand en een verdroging van natuurgebieden. Aanvulling van de watervoorraad door aanvoer van water van elders betekent doorgaans een verslechtering van de waterkwaliteit (eutrofiering). Voor natuurdoeleinden is dit gebiedsvreemde water doorgaans ongeschikt, vanwege de voedselrijkdom en omdat de minerale samenstelling afwijkt van het oorspronkelijke, gebiedseigen water.

(v) Klimaat

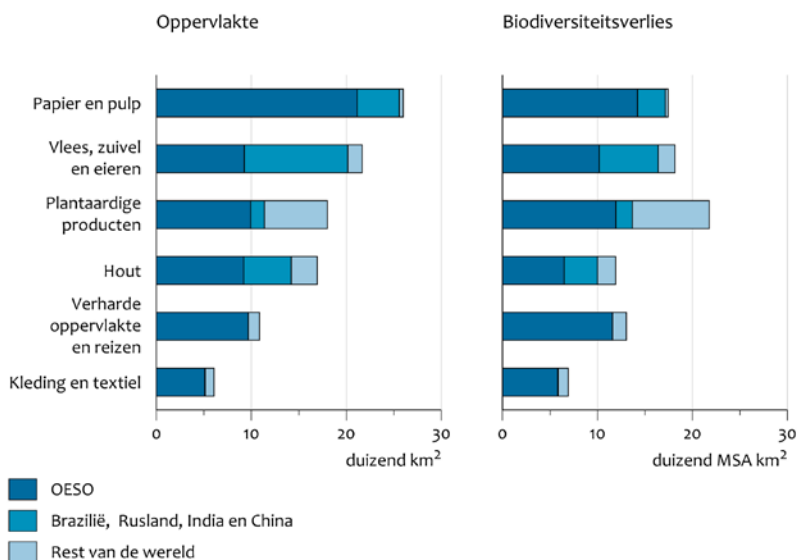
Het landbouwkundig gebruik heeft ook invloed op het klimaat. Voor de Nederlandse landbouw loopt dat enerzijds via de bijdrage aan de CO₂-uitstoot. Deze uitstoot is gekoppeld aan het energieverbruik (zie hierboven). Daarnaast levert ook de oxidatie van organische bestanddelen uit de bodem door ontwatering (ontwaterde veenbodem) en ploegen (akkers) een aanzienlijke bijdrage aan de CO₂-uitstoot (zie Bijlage 7 – Klimaatbeheersing). Naast CO₂ komt er uit veengrond ook methaan vrij, een zeer krachtig broeikasgas (Maas *et al.*, 2009). Methaan komt ook in aanzienlijke hoeveelheden vrij uit de spijsvertering van koeien (Dijkstra *et al.*, 2011; www.wur.nl/NL/nieuwsagenda/nieuws/Methaanuitstoot).

(VI) Voetafdruk

Voor de Nederlandse voedselproductie wordt naast het Nederlandse landbouwgebied ook grond in het buitenland gebruikt. Voor de Nederlandse melkproductie gaat het om ongeveer 200.000 ha (pers. meded. T. Rood (PBL)), voor de productie van veevoeder wordt gebruikt. Voor zuivel, vlees en eieren tezamen wordt circa 12.000 km² buiten Nederland gebruikt. Dit is meer dan binnen Nederland zelf wordt gebruikt (ca 9.000 km²) (zie figuur 4.11, links). Dit heeft invloed op de daar voorkomende biodiversiteit. Door de milieudruk in deze productiegebieden nemen namelijk de van nature voorkomende soorten af in aantal of verdwijnen helemaal. De effecten op biodiversiteit hangen af van hoe intensief het land gebruikt wordt (Alkemade *et al.*, 2009; Rood *et al.*, 2004). Om een beeld te geven van het biodiversiteitsverlies in de voetafdruk, is het oppervlak van de Nederlandse voetafdruk (figuur 4.11, links) gecombineerd met een index voor de biodiversiteit in de productieruimte (figuur 4.11, rechts). De biodiversiteit is uitgedrukt in de indicator Mean Species Abundance (MSA), die aangeeft in hoeverre de van nature aanwezige soorten nog steeds aangetroffen worden (zowel wat betreft aanwezigheid op zich als de aanwezige aantallen per soort (Alkemade *et al.*, 2009). Het oppervlak voetafdruk vermenigvuldigd met deze index leidt tot een eenheid van oppervlak (MSA km²).

Voor de consumptie van Nederlanders in zijn totaliteit was in 2005 een areaal nodig van bijna 100.000 km², wat overeenkomt met drie keer het landoppervlak van Nederland. De papierconsumptie vereist alleen al ongeveer 25% van dit areaal. Ongeveer 20% komt van de productie van dierlijke eiwitten zoals vlees, zuivel en eieren. Daarvan is ongeveer 2500 km² nodig voor de sojaproductie in Zuid- en Noord-Amerika. Het totale landgebruik dat nodig is voor het produceren van plantaardig voedsel en voor timmerhout (bouw- en constructiehout) is samen bijna 35%.

Voetafdruk consumptie Nederland, 2005



Bron: PBL.

PBL/aug08/1464
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 4.11. De voetafdruk van de Nederlandse consumptie. Links het productieareaal, rechts het daarmee gemoeide biodiversiteitsverlies. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Het biodiversiteitverlies is relatief groot voor de productie van voedsel. Voor zowel plantaardig voedsel als dierlijke eiwitten wordt veel gebruik gemaakt van intensieve landbouwmethoden, waarbij de oorspronkelijke natuur is omgevormd tot productiegrond. Voor de productie van hout en papierpulp gaat relatief minder biodiversiteit verloren, doordat in beheerde en half-natuurlijke bossen het verlies aan oorspronkelijke soorten minder sterk is dan in landbouwgebieden.

4. De waarde van voedselproductie

Ecosysteemdiensten zijn over het algemeen lastig in geld uit te drukken. Dat geldt echter in mindere mate voor de diensten waarvoor daadwerkelijk een prijs wordt betaald, zoals voedsel. Vandaar dat veel van onderstaande berekeningen gebaseerd zijn op de waarderingmethode 'marktprijzen' (zie ook Hoofdstuk 4 over waarde en waardering).

Bij het monetariseren van de voedselproductie maken we onderscheid tussen de directe en de indirecte betekenis. Bij de directe betekenis kijken we alleen naar de land- en tuinbouwproductie zelf, en bij de indirecte betekenis kijken we naar de hele agrosector, dus ook naar de (verwerkende) voedings- en genotmiddelenindustrie, de toelevering (energie, kunstmest, veevoer), de distributie en zakelijke dienstverlening.

De toegevoegde waarde (de waarde die ontstaat door de inzet van grond, arbeid en kapitaal) van de primaire land- en tuinbouw was in 2005 €7,6 miljard (1,8% van het totaal van Nederland). Met deze productie waren 160.000 arbeidsjaren gemoeid (SER, 2008; LEI, 2010). Inmiddels is het aantal arbeidsjaren gedaald naar ongeveer 146.000 (zie tabel 4.9).²¹

²¹ De waarde van ecosysteemdiensten hoeft niet per definitie in geld uitgedrukt te worden (zie par. 1.4). Deze baten kunnen bijvoorbeeld ook naar sociale eenheden worden vertaald, waaronder de werkgelegenheid die aan een dienst is verbonden.

Tabel 4.9. Arbeidskrachten in de Nederlandse landbouw, gemeten in 1.000 arbeidsjareenheden.

	1975	1985	1995	2005	2007	2009
Tot. aantal arbeidskrachten	229.9	227.2	202.0	159.7	151.0	146.0

Bron: LEI, 2010, p. 37, 23-c.

De toegevoegde van de Nederlandse agrosector als geheel bedroeg in 2007 €25,6 miljard (en €21,5 miljard in 2001) (Berkhout en Van Bruchem, 2009). Dit is ongeveer 10% van de Nederlandse economie. Het Ministerie van LNV (2005a) verwacht dat deze toegevoegde waarde de komende jaren zal stijgen tot ruim € 27 miljard in 2015. De werkgelegenheid in de agrosector bedroeg in 2007 ongeveer 390.000 arbeidsplaatsen (was 416.000 in 2001) en verwacht wordt dat deze zal dalen tot ongeveer 345.000 arbeidsplaatsen in 2015. Daarmee is voedselproductie niet direct dé banenmotor van de economie, maar verdienen toch wel honderdduizenden mensen er hun brood mee. Bovendien is voedselproductie een bron van innovaties die ook weer elders een 'spin-off' kunnen hebben.

Melkveehouderij

De melkveehouderij is een belangrijk onderdeel van de Nederlandse landbouw, het vormt het grootste deelcomplex van de agrosector (SER, 2008). Bijna 30 procent van de toegevoegde waarde en 30 procent van de werkgelegenheid komen voor rekening van deze sector. (Ministerie van LNV, 2005a).

De totale productiewaarde van melk is tussen 1995 en 2008 gestegen van 3,6 miljard naar 4,2 miljard euro.²² Door een sterke daling van de melkprijs in 2009 (-27%) is deze waarde inmiddels gedaald naar 3,2 miljard euro (LEI, 2010).

Zoals we eerder zagen, telt Nederland momenteel ongeveer 18.500 melkveebedrijven – in 1985 waren dat er nog bijna 48.000 – en de verwachting is dat dit aantal in 2015 tot minder dan 14.000 zal zijn gedaald (Ministerie van LNV, 2005a; LEI, 2009).

Het inkomen uit bedrijf bedroeg in 2009 -€5.700 met een netto-bedrijfsresultaat van €41.200 negatief (zie tabel 4.10). Dit negatieve bedrijfsresultaat wordt hoofdzakelijk veroorzaakt doordat de kostprijs van 1 liter melk 41 cent bedraagt, terwijl de verkoopprijs circa 35 cent is.²³ De melkprijs varieert door de jaren overigens aanzienlijk, tussen 1975 en 2007 tussen 23 en 35 cent per liter (www3.lei.wur.nl/ltc/Classificatie.aspx).

Tabel 4.10. Bedrijfsresultaten van melkveebedrijven, gemiddeld per steekproefbedrijf.

	2001	2003	2005	2006	2007	2008*	2009**
Inkomen uit bedrijf***	35,0	23,3	35,9	36,7	53,8	39,2	-5,7
Nettobedrijfsresultaat****	-24,5	-63,3	-43,0	-61,1	-30,2	-35,3	-107,4

*) Voorlopige cijfers.

**) Raming.

***) In 1.000 euro en per onbetaalde AJE (Arbeidsjareenheid). Een persoon wordt maximaal voor 1 AJE geteld.

****) In 1.000 euro.

Bron: LEI, 2010, p. 164, 83-j.

²² De productiewaarde wordt berekend door de geproduceerde hoeveelheid melk te waarderen tegen de prijs die de producent bij verkoop zou hebben ontvangen. Deze waardering vindt plaats tegen basisprijzen, die de producent daadwerkelijk overhoudt, dus exclusief productgebonden belastingen en subsidies.

²³ Ter vergelijking: de praktische kostprijs voor biologische melk voor een bedrijf met 500.000 kg melk, 75 koeien en 55 ha, ligt op een niveau van circa 55,4 cent per kg melk (Evers *et al.*, 2008).

Akkerbouw

De (markt)prijzen die telers ontvangen voor de verschillende gewassen geven een indicatie van de monetaire waarde van de ecosysteemdienst voedselproductie. Voor verschillende akkerbouwgewassen staan deze prijzen in tabel 4.11 gepresenteerd.

Tabel 4.11. Telersprijzen van verschillende akkerbouwgewassen (in euro per 100 kg.)

Akkerbouwgewas*	1975	1985	1995	2000	2005	2007
Voertarwe	19,85	21,75	13,80	11,60	10,40	22,53
Rogge	19,00	20,95	13,05	10,80	9,00	17,80
Voergerst	18,85	21,65	12,80	11,25	10,50	22,48
Brouwgerst	19,40	22,65	17,25	13,00	11,55	26,23
Haver	17,50	18,70	12,90	12,30	11,00	19,93
Groene erwten	27,50	37,65	15,60	16,60	13,05	24,96
Koolzaad	40,55	51,75	18,55	-	-	34,35
Suikerbieten**	48,75	57,76	49,14	46,05	49,93	39,30
Consumptieaardappelen	13,35	8,65	10,10	5,15	14,45	9,45
Fabrieksaardappelen	-	6,47	5,45	5,50	5,54	-

*) Prijzen voor voertarwe, rogge, voergerst, brouwgerst, haver, groene erwten, koolzaad en fabrieksaardappelen zijn inclusief BTW. Prijzen voor suikerbieten en consumptieaardappelen zijn exclusief BTW.

** Bedragen voor suikerbieten zijn in euro per 1.000 kg en hebben betrekking op bieten bij 'werkelijk suikergehalte'.

Bron: www.3.lei.wur.nl/lrc/Classificatie.aspx.

Als we ook hier de productiewaarde van de verschillende akkerbouwgewassen bekijken dan blijkt deze tussen 1995 en 2008 voor granen gestegen te zijn van 230 miljoen naar 289 miljoen euro, terwijl een jaar later (in 2009) de productiewaarde is gedaald naar 204 miljoen euro. Voor aardappelen is de productiewaarde tussen 1995 en 2009 gestegen van 788 miljoen naar ruim 1 miljard euro (met een uitschieter in 2006 van 1,3 miljard euro) en voor dezelfde periode is de productiewaarde voor suikerbieten gedaald van 315 miljoen naar 275 miljoen euro (LEI, 2010). Zoals uit de cijfers al min of meer blijkt geldt voor elk van de drie hiergenoemde categorieën dat het verloop van de productiewaarde tussen 1995 en 2009 erg schommelt.

Voor de akkerbouw als geheel staan enkele relevante monetaire kengetallen samengevat in tabel 4.12. Ze hebben vooral betrekking op de maatschappelijke waarde van akkerbouwproductie.

Tabel 4.12. Bedrijfsresultaten van akkerbouwbedrijven, gemiddeld per steekproefbedrijf.

	2001	2005	2006	2007	2008*	2009**
Inkomen uit bedrijf***	47,8	30,5	63,4	52,0	41,8	46,8
Nettobedrijfsresultaat****	-4,2	-24,7	-7,7	-22,4	-23,0	-22,1
Rentabiliteit (opbrengsten per € 100,- kosten)	98	87	97	91	91	82

*) Voorlopige cijfers.

***) Raming.

****) In 1.000 euro en per onbetaalde AJE (Arbeidsjareenheid). Een persoon wordt maximaal voor 1 AJE geteld.

*****) In 1.000 euro.

Bron: LEI, 2010, p. 155, 83-a.

5. Voedselproductie in relatie tot andere e-diensten

Voedselproductie heeft relaties met diverse andere ecosysteemdiensten. Binnen graslanden en akkers spelen onder meer in de bodem regulerende diensten van koolstof-vastlegging en het watervasthoudend vermogen. Daarnaast de al eerder genoemde culturele diensten zoals betekenis voor recreatie, landschap en natuurbehoud. Deze diensten staan in principe los van de productie als zodanig. Versterking van deze diensten staat in meer of mindere mate op gespannen voet met maximalisering van de voedselproductie. Vergroting van de betekenis van

de recreatie of de biodiversiteit is niet gemakkelijk te combineren met maximalisering van de voedselproductie. Deze functies moeten dus min of meer met elkaar worden uitgeruild: meer van de ene dienst betekent minder van de ander. De beheerregelingen voor het agrarisch natuurbeheer illustreren dit: het ruimte geven aan natuur op een gangbaar, intensief bedrijf gaat gepaard met opbrengstderving. Aan de deelnemers van de regeling wordt hiervoor op basis van een gestandaardiseerde berekeningsmethode een financiële compensatie gegeven.²⁴ Is er voor dergelijke diensten dus sprake van uitruilmeechanisme, dat neemt niet weg dat er kan worden gezocht naar een maximalisatie van het totaal van ecosystemendiensten: het optimale maximum van een stapeling van diensten (zie bijvoorbeeld Willemsen, 2009). Het nastreven van korte-termijn winsten en het realiseren van inkomen zorgen er voor dat specialisatie in het voortbrengen van één specifieke ecosystemedienst (hier: voedselproductie) veelal verkozen wordt boven het optimaliseren van een stapeling aan diensten (hoewel dat laatste vanuit het oogpunt van risicospreiding en veerkracht juist voordelig kan zijn).

Er zijn echter ook ecosystemendiensten die de voedselproductie juist kunnen ondersteunen. Hieronder vallen bijvoorbeeld bestuiving, biologische plaagbestrijding, ziektebestrijding, nutriëntenbeschikbaarheid en waterleverend vermogen. Inzet van deze diensten kan worden benut om de voedselproductie te verbeteren, met name waar het gaat om de verduurzaming ervan en om de vermindering van de externe negatieve effecten.

6. Huidige ontwikkeling en perspectief van voedselproductie

Kenmerkend voor de ontwikkeling van de landbouw in de afgelopen eeuw is geweest maximalisatie van de productie en minimalisering van de kosten. Dit was mogelijk door technologische vooruitgang, landbouwkundig onderzoek, voorlichting en onderwijs. Dit met uitruil tegen overige gebiedsfuncties, zoals waterberging en CO₂-opslag door veen, en omvangrijke negatieve externe effecten. Ombuiging van deze negatieve effecten vormt een belangrijk aanknopingspunt voor het huidige milieu-, natuur- en landschapsbeleid. Getracht wordt een goede opbrengst te paren aan goede milieuprestaties. Dit is ook onderdeel van het Europese Gemeenschappelijke Landbouwbeleid.

Inmiddels geeft de EU expliciet aan dat agrariërs niet alleen voedselproducenten zijn, maar ook als producent en beschermer van het milieu, natuur en landschap worden gezien. In feite wordt hiermee in termen van ecosystemendiensten het uitruilen van voedselproductie tegen andere ecosystemendiensten teruggedraaid. Landbouwproductiemethoden die verenigbaar zijn met eisen inzake milieu-bescherming en natuurbeheer worden financieel gestimuleerd. Hiertoe zijn twee belangrijke instrumenten ontwikkeld: de Kaderverordening Plattelandsontwikkeling (EG 1257/1999) en de Horizontale Verordening (EG 1259/1999). De Kaderverordening Plattelandsontwikkeling is onder meer gericht op stimulering van milieu-maatregelen en waterbeheer in de landbouw. Nederland heeft in het Plattelandsontwikkelingsplan (POP) aangegeven welke nationale programma's en subsidieregelingen onder de Kaderverordening worden gebracht. Voorbeelden van nationale subsidieregelingen onder de Kaderverordening zijn het Reconstructiebeleid en de Subsidieregeling Natuur en Landschap (SNL, opvolger van de SAN en SN van het Programma Beheer (zie hieronder)). In de Horizontale Verordening is onder andere het stellen van milieuvorwaarden aan directe inkomenstoeslagen vastgelegd (de zgn 'cross compliance'). Bij overtreding van milieuregels, bijvoorbeeld het omgaan met en

²⁴ Dit betekent dat de subsidieregeling voor agrarisch natuurbeheer gebaseerd is op derving van opbrengsten omdat boeren bijvoorbeeld hun graslanden later in het jaar maaien, en niet op een reële vergoeding voor het doen van onderhoud aan natuur.

gebruik van bestrijdingsmiddelen en mest, wordt de individuele agrariër gekort op zijn EU-inkomenstoeslag.

Samenwerking met natuur kan ook door agrarisch natuurbeheer. Er bestaat inmiddels veel belangstelling voor het afsluiten van beheerscontracten bij het Programma Beheer, dat een pakket van maatregelen en subsidies omvat voor het beheer van bossen, natuur en landschap in Nederland. Binnen de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer, dat onderdeel uitmaakt van het Programma Beheer, kunnen boeren en particulieren een financiële bijdrage krijgen voor het aanbrengen en beheren van landschapselementen en het aanpassen van hun bedrijfsvoering zodat weidevogels of inheemse plantensoorten een goede kans krijgen om te bestaan.²⁵ In 2002 namen, aldus De Koeijer en Voskuilen (2003), 3.065 agrarische bedrijven deel aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer via directe overeenkomsten met het voormalige ministerie van LNV. Daarnaast is een onbekend aantal agrarische bedrijven dat deelneemt aan de regeling via een gezamenlijke aanvraag, veelal via agrarische natuurverenigingen. Het grootste deel (69%) hiervan behoort tot de graasdierhouderij (melkvee-, en overige graasdierbedrijven). Dat het areaal agrarisch natuurbeheer zich concentreert op de graasdierbedrijven is logisch, omdat de beheerspakketten wat betreft quota in hoofdzaak zijn gericht op grasland (zie ook tabel 4.13).²⁶

Tabel 4.13. Verdeling agrarisch natuurbeheer in ha naar soort beheer* en type bedrijf in 2004.

Soort beheer	Type bedrijf			Totaal
	Melkvee	Overig graasdier	Andere	
Handicaps ('bergboeren')	10.002	2.633	1.456	14.091
Botanisch beheer	5.403	5.821	5.747	16.971
Licht weidevogelbeheer	59.951	6.256	6.883	73.090
Zwaar weidevogelbeheer	5.855	2.392	278	8.525
Zeer zwaar weidevogelbeheer	4.209	6.111	1.425	11.745
Totaal	85.420	23.213	15.789	124.422

*) Bouwland, botanisch en randen grasland zijn samengevoegd tot botanisch; collectief en individueel weidevogelbeheer zijn eveneens samengevoegd.

Bron: Leneman en Schrijver, 2008, p. 11, Tabel 3.1.

Biologische plaagbestrijding, agrarisch natuurbeheer – het zijn twee voorbeelden van hoe door samenwerking met de natuur voedsel op een duurzame manier geproduceerd kan worden. Maar daarnaast bestaat er nog een tweede manier om op een duurzame(re) voedsel te produceren, namelijk door een technische aanpassing en extensivering van de thans gangbare systemen van voedselproductie. Bedrijven die scharreldieren houden, kiezen deze richting. Maar ook precisielandbouw, waarbij kunstmest en chemische bestrijdingsmiddelen niet taboe zijn, is een voorbeeld van deze tweede manier van duurzaam voedsel produceren. Bij precisielandbouw geeft de boer met veel technologie ieder stuk van zijn landbouwperceel de juiste hoeveelheid mest of insecticide. Het is daarmee een locatiespecifieke productiemethode in tegenstelling tot de gangbare landbouw waarbij percelen over het algemeen uniform worden behandeld. Bij precisielandbouw bestaat er dus meer aandacht voor variatie en nauwkeurigheid waaraan eerder – door de mechanisatie van de 20ste eeuw en de massaconsumptie – een einde was gemaakt. Precisielandbouw heeft een duidelijk 'high tech' imago, met name in de Westerse landen.

²⁵ Zo bedroeg bijvoorbeeld in 2009 de beheerssubsidie voor het ontwikkelen en instandhouden van kruidenrijke zomen € 2.289,- per ha. En de beheerssubsidie voor weidevogelgrasland met rustperiode van 1 april tot 22 juni bedroeg in 2009 € 555,- per ha.

²⁶ Voor de volledigheid: er bestaat dus onderscheid tussen agrarische ecosysteemdiensten, zoals voedselproductie, en zogeheten groen-blauwe diensten. Deze groen-blauwe diensten hebben betrekking op 'werkzaamheden' die boeren (naast de gewone agrarische bedrijfsvoering) verrichten op het gebied van natuur, water, landschap en toegankelijkheid van het landelijk gebied. Groen-blauwe diensten zijn dus een verzameling van activiteiten die bijdragen aan de levering van ecosysteemdiensten.

Experts verwachten dat voedselproductie in Nederland zich grofweg langs twee lijnen zal ontwikkelen. Enerzijds op grootschalige bedrijven die (mede als gevolg van specialisatie) tegen wereldmarktprijzen voedsel kunnen produceren en anderzijds op kleinere, multifunctionele bedrijven die zich meer concentreren op regionale producten, zoals Veenweidevlees, of graan voor Zeeuws vlegelbrood. Met name op de laatstgenoemde bedrijven is het mogelijk om via meer biologische processen voedsel te produceren, en om te 'despecialiseren'. Despecialisatie vergroot de veerkracht van bedrijven. Een te grote afhankelijkheid van één of twee producten, zoals melk, maakt dat een bedrijf op korte termijn misschien volop winst maakt, maar op langere termijn weinig veerkrachtig is tegen (economische) schokken, zoals het ineensinken van de melkprijs. Veelvuldig is er geroepen om een betere risicospreiding, bijvoorbeeld door vergroting van het aantal gewassen dat op ruime schaal wordt geteeld, maar in de praktijk lijkt het er vooralsnog niet van te komen. Historisch gezien is het combineren van voedselproductie met andere activiteiten, bijvoorbeeld rietsnijden of textiel weven in het verleden, helemaal niet vreemd. En bovendien, vandaag de dag wordt op heel veel Europese bedrijven meer dan de helft van het inkomen verdiend met niet-agrarische bezigheden.

High-tech innovaties voor het stimuleren van duurzaam produceren lijken – vanwege het kostenplaatje – vooral een kans van slagen te hebben op grootschalige bedrijven. Op kleinere bedrijven is juist een belangrijke rol weggelegd voor de samenwerking met natuur – een rol die met name de biologische boer met verve kan vervullen. Vooralsnog echter leidt de biologische boer een marginaal bestaan. Zo zitten scharrelvarkensvlees, biologische- en ecoproducten op een paar procent van de markt, alhoewel dit aandeel wel groeit. Uit de Bio-Monitor Jaarrapport 2008 van Biologica blijkt dat de consumentenbestedingen voor biologische voedingsmiddelen in 2008 € 583,4 miljoen bedroegen. Ten opzichte van 2007 is er sprake van een groei van 12,4%. De totale bestedingen aan voedingsmiddelen zijn in dezelfde periode gestegen met 6,9% naar € 27,4 miljard. Het marktaandeel voor biologische producten komt hiermee uit op 2,1%. Voor alleen de versproducten is het marktaandeel gestegen van 2,5% in 2007 naar 2,8% in 2008.

Onder meer de natuurorganisaties Stichting Natuur en Milieu, de Dierenbescherming en de vereniging van recreatieondernemers Recron pleiten ervoor dat de landbouw in 2030 voor de helft biologisch is. Maar de stap naar werkelijke kwaliteitsproductie blijkt voor veel boeren nog te groot, vooral vanwege de kosten die de stap met zich meebrengt, maar ook omdat voor veel boeren het samenwerken met de natuur nog vaak te ver afstaat van het gangbare gedachtegoed. Veel kapitaal is verzonken in de huidige agrarische productiesystemen, waardoor technische aanpassing en extensivering niet of nauwelijks aan de orde zijn (Reijnders, 2002).

Niettemin kan de biologische boer een grote spelen in de bescherming van het agrarische natuurlandschap gekoppeld aan de bescherming van de voedselkwaliteit. De voordelen hiervan reiken verder dan enkel voedselproductie. Want door het beschermen van het landschap worden ook andere ecosysteemdiensten gestimuleerd, zoals bijvoorbeeld biodiversiteit, maar ook toerisme en recreatie. En hoewel het laatste woord er nog niet over is gezegd, is biologische landbouw met name door het grote verschil in CO₂-uitstoot gunstiger voor het klimaat dan de gangbare landbouw. Het energiegebruik in de biologische landbouw is namelijk lager dan in de gangbare landbouw en vermoedelijk wordt er door biologische landbouwsystemen meer koolstof opgenomen. Dit heeft bovendien een positief effect op de ecologische voetafdruk: deze wordt voor biologische landbouw kleiner verondersteld dan voor gangbare landbouw.

Literatuur

- Aarts, H.F.M., C.H.G. Daatselaar en G. Holshof, 2005. *Bemesting en Opbrengst van Productiegrasland in Nederland*. Wageningen UR, Plant Research International B.V., Rapport 102.
- Alkemade, R., M. Van Oorschot, L. Miles, C. Nellemann, M. Bakkenes, en B. ten Brink, B., 2009. *GLOBIOS: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss*. Ecosystems 12, 374.
- Berkhout, P. en C. van Bruchem (red.), 2009. *Landbouw-Economisch Bericht 2009*. Den Haag, LEI Wageningen UR, Rapport 2009-047.
- Bont, C.J.A.M. de, W.H. van Everdingen, A. van der Knijff en H.A.B. van der Meulen, 2009. *Actuele Ontwikkelingen van Resultaten en Inkomens in de Land- en Tuinbouw*. Den Haag, LEI Wageningen UR, Rapport 2009-088.
- Church, N., 2005. Why Our Food is So Dependent on Oil. Powerswitch (UK), www.energybulletin.net/node/5045.
- Conijn, J.G. & W.J.Corré, 2009. Duurzaamheidsaspecten van de teelt en verwerking van energiegewassen in Zuidoost Nederland. PRI-rapport 261. PRI, Wageningen-UR.
- Corré, W.I. & J.G. Conijn, 2008. Sustainability aspects of biofuel production. Conf. International fertiliser society, Cambridge, 11 dec 2008. isbn 978-0-85310-270-0. York,
- D'Haene, K., G. Laurijssens, B. van Gils, G. de Blust en F. Turkelboom, 2010. Agrobiodiversiteit. Een steunpilaar voor de 3de generatie agromilieumaatregelen? Rapport INBO.R.2010.38. INBO, ILVO. Brussel, Vlaanderen.
- Dijkstra, J., Zijdeveld, S.M. van, Apajalahti, J.A., Bannink, A., Gerrits, W.J.J., Newbold, J.R., Perdok, H.B. & Berends, H., 2011). Relationships between methane production and milk fatty acid profiles in dairy cattle. Animal Feed Science and Technology (doi: 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.042).
- Evers, A., M. de Haan, K. Water en J. Jager. 2008. *Praktische Kostprijs Biologische Melk*. Wageningen, Wageningen UR, Animal Science Group, Rapport 178.
- Geertsema, W., 2002a. Plant survival in dynamic habitat networks in agricultural landscapes. Diss. Wageningen-UR.
- Geertsema, W., 2002b. Het belang van groen-blauwe dooradering voor natuur en landschap : achtergronddocument natuurbalans 2002. Werkdocument / Planbureau-werk in uitvoering 2002/02; Alterra, Wageningen-UR.
- Heide, C.M. van der en F.J. Sijsma. 2011. *De Maatschappelijke Waardering van Ecosysteemdiensten; En de Toepassing van Ecosysteemdiensten voor beter geïnformeerde Publieke Besluitvorming*. Wageningen, WOt-rapport, nog uit te komen.
- Hoogeveen, M.W., K.H.M. van Bommel & G. Cotteleer, 2003. Berekening in Land- en Tuinbouw. Rapport voor de Droogtestudie Nederland. Den Haag, LEI Wageningen UR, Rapport 30302.
- Koeijer, T.J. de en M.J. Voskuilen. 2003. *Agrarisch Natuurbeheer; Profiel Deelnemers Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (SAN)*. Wageningen en Den Haag, Natuurplanbureau en LEI Wageningen UR, Werkdocument 2003/37.
- Korevaar, H., R.H.E.M. Geerts, W. de Visser en E. Koldewij. 2006. *Vier jaar Multifunctionele Gras- en Bouwlanden in Winterswijk: Gevolgen voor Ecologie en Economie op Bedrijven*. Wageningen UR, Plant Research International B.V., Rapport 115.
- Leach, G., 1975. Energy and food production. Food Policy 1(1): 62-73.
- LEI. 2010. *Land- en Tuinbouwcijfers 2010*. Den Haag, LEI Wageningen UR en Centraal Bureau voor de Statistiek, LEI-rapport 2010-068.
- Leneman, H., en R. Schrijver (2008). *Gevolgen van stijgende prijzen in de landbouw voor de deelnamebereidheid aan agrarisch natuurbeheer*. Den Haag, LEI Wageningen UR, Rapport 2008-021.
- Leng, X., 2010. Restoration of ditch bank plant diversity : the interaction between spatiotemporal patterns and agri-environmental management. Dissertation Leiden University
- Maas, C.W.M. van der, P.W.H.G. Coenen, P.J. Zijlema, L.J. Brandes, K. Baas, G. van den Berghe, G.J. van den Born, B. Guis, G. Geilenkirchen, R. te Molder, D.S. Nijdam, J.G.J. Olivier, C.J. Peek, M.W. van Schijndel, S.M. van der Sluis, 2009. Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands 1990-2007. National Inventory. Report 2009. Netherlands Environmental Assessment Agency. Bilthoven.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC, Island Press.

- Melman, Th.C.P., 1991. Slootkanten in het veenweidegebied. Leiden, RU, Proefschrift.
- Ministerie van LNV, 2005a. *Kiezen voor Landbouw; Een Visie op de Toekomst van de Nederlandse Agrarische Sector – Melkveehouderij*. Den Haag.
- Ministerie van LNV, 2005b. *Kiezen voor Landbouw; Een Visie op de Toekomst van de Nederlandse Agrarische Sector – Akkerbouw*. Den Haag.
- Natuur en Milieu, 2005. Persbericht: Brede steun voor koe in de wei. 06-12-2005, Natuur en Milieu, Utrecht.
- MNP, 2007. Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer; programma beheer en Staatsbosbeheer. MNP, Bilthoven.
- Paassen, A. van en W. Teunissen, 2010. Weidevogelbalans 2010. SOVON Beek-Ubbergen, Landschapsbeheer Nederland, Utrecht.
- Reijnders, L., 2002. *Het Boerenbedrijf in de Lage Landen; Geschiedenis en Toekomst*. Derde druk. Amsterdam, Uitgeverij Van Gennep bv.
- Reijneveld, A., J. van Wensem & O. Oenema, 2009. "Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004." *Geoderma* 152(3-4): 231-238.
- Rijk, P., 2008. *Landbouwgronden in Europa; Analyse van en Visie op Gewasopbrengsten, Bevolking en Milieu*. Den Haag, LEI Wageningen UR, Rapport 2008-004.
- Rienks, W.A., W.J.H. Meulenkamp, R.J.W. Olde Loohuis en B.J.R. van Rooij, 2009. *Landbouwatlas van Nederland: de Nederlandse Agrosector op de Kaart*. Hengelvelde, ROM3D.
- RIVM, 2004. Natuurbalans 2004. RIVM, Bilthoven.
- Rood, T. en R. Alkemade, 2005. *Averechtse effecten van schijnbaar duurzame oplossingen*. ARENA 5, 76-80.
- Rood, T., 2010. Berekningen hoeveel land in gebruik voor de Nederlandse melkveehouderij, waarbij onderscheid tussen binnenland (gras en mais) en buitenland (mengvoer).
- SER, 2008. *Advies Waarden van de Landbouw; Uitgebracht aan de Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit*. Den Haag, Publicatienummer 5.
- Snoo, G.R. de en H.A. Udo de Haes, 1994. Onbespoten akkerranden voor natuur, milieu en bedrijf. *Landschap* 11 (4): 17-32.
- Sukkel, W., E. Stilma en J.E. Jansma, 2010. Energieverbruik, emissie van broeikasgassen en voedselkilometers. Verkenning van de milieueffecten van lokale productie en distributie van voedsel in Almere. PPO Publicatienr. 392, Wageningen UR.
- TCB (Technische Commissie Bodembescherming), 2008. *Advies aan de Minister over het aanwenden van mest*. Den Haag, 16 september 2008, www.tcbodem.nl/files/A044Aanwendenvanmest.pdf (website gebruikt op 19 oktober 2009).
- Vringer, K., T. Gerlagh en K. Blok, 1997. Het directe en indirecte energiebeslag van Nederlandse huishoudens in 1995 en een vergelijking met huishoudens in 1990. Vakgroep Natuurwetenschap en Samenleving (NW&S). Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Westerink, J., B.C. Breman, M.J. Smits, F.A.N. Alebeek, G. Migchels, G. Bakker, M.C. van Amersfoort en R.A.M. Schrijver, 2009. Maatschappelijke prestaties: meer publieke diensten en minder publieke lasten door de landbouw met behulp van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Alterra-rapport 1971. WUR-Alterra, Wageningen.
- Willemen, L., 2010. *Mapping and Modelling Multifunctional Landscapes*. PhD-Dissertation, Wageningen, Wageningen UR.

Bijlage 5 Biologische plaagbestrijding in de landbouw

Samenvatting

Inzichten

- (1) Bij de voedselproductie worden aanzienlijke hoeveelheden bestrijdingsmiddelen gebruikt, met naast bedoelde ook omvangrijke onbedoelde schadelijke effecten. Het gebruik van de middelen loopt bij de diverse teelten sterk uiteen. De maatschappelijke opgave is het gebruik hiervan zoveel mogelijk te beperken.
- (2) Biologische plaagbestrijding is een middel om milieubelasting omlaag te brengen; met name in de sierteelt en groente- en fruitteelt liggen er grote opgaven met interessante perspectieven
- (3) In de kasteelt is toepassing van biologische plaagbestrijding (begonnen in de zeventiger jaren) inmiddels regulier; in de opengrondsteelten bevindt biologische plaagbestrijding zich nog in de beginfase.
- (4) Bodem, randstructuren (opgaande begroeiing, droge en natte perceelsranden) binnen het agrarische gebied en aanliggende (natuur)gebieden vormen goede aangrijpingspunten om voor plaagbestrijding te benutten. Ze vormen onderdeel van het habitat van diverse predatoren van schadelijke soorten.

Boodschappen en perspectief

- (1) Biologische bestrijding in de vollegrondslandbouw komt geleidelijk op gang, met name in de vorm van onderzoeken en praktijkpilots. Voor toepassing van biologische plaagbestrijding in de reguliere praktijk is een forse onderzoeksinspanning nodig, zowel voor het ontwikkelen van betrouwbare teeltsystemen als voor de introductie in de praktijk voor het bedrijfsleven en het beleid.
 - (2) Biologische plaagbestrijding heeft positieve effecten op kwaliteit van bodem en oppervlaktewater (minder belasting met bestrijdingsmiddelen). Het benutten van biologische plaagbestrijding hangt positief samen met andere e-diensten, zoals bestuiving, belevingswaarde van het landschap en biodiversiteit (intrinsieke waarde natuur).
 - (3) Voor de bevordering van biologische plaagbestrijding ligt een belangrijke taak bij het beleid, bijvoorbeeld in de vorm van regelgeving omtrent het gebruik van chemische (schadelijke) middelen en het ondersteunen van een verdere ontwikkeling en praktijkintroductie van biologische plaagbestrijding.
 - (4) Bevordering van biologische plaagbestrijding is niet alleen een overheidstaak, maar ook bij de markt (landbouw- en retailsector) liggen er interessante aanknopingspunten. Biologische plaagbestrijding heeft een positief imago in de maatschappij; toepassing ervan creëert meerwaarde via kwaliteit en imagoverbetering.
-

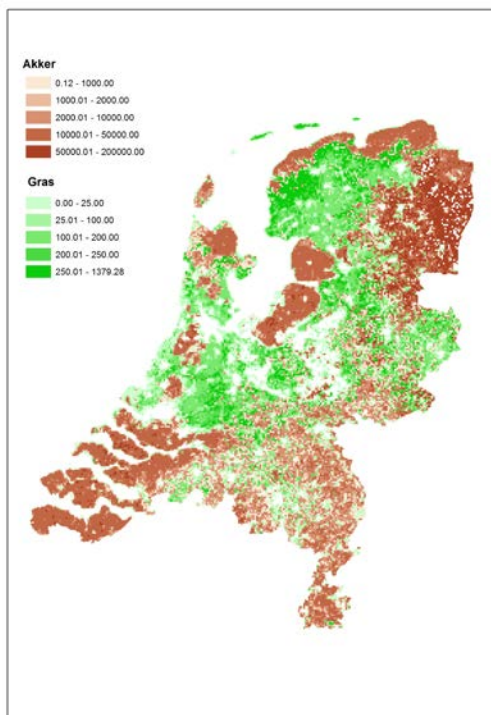
Uitwerking

Inleiding

Het produceren van voedsel in de moderne landbouw brengt onvermijdelijk het bestrijden van plagen met zich mee. Het gaat om soorten – insecten, schimmels, bacteriën, aaltjes, virussen en dergelijke – die het op voedselgewassen en huisdieren hebben voorzien. Sinds de Tweede Wereldoorlog worden daarbij chemische middelen ingezet. Aanvankelijk was het enthousiasme over deze middelen groot, maar na enkele jaren kwamen ook nadelen aan het licht. In ‘Silent

Spring' (Carson, 1962) zijn deze nadelen indringend verwoord en dit boek betekende een ommekeer in het denken over bestrijdingsmiddelen.

Chemische middelen belasten het milieu (figuur 5.1), penetreren de voedselketen en bereiken daarmee ook de mens. Bovendien hebben de chemische middelen negatieve effecten op het functioneren van de bodem als geheel en leert de ervaring dat de plaagorganismen na korte of langere tijd resistent worden. Met deze middelen wordt in meer of mindere mate rooibouw op het bodemsysteem gepleegd. Sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw wordt daarom in het streven naar een schone en duurzame landbouw naar alternatieven gezocht voor de rigoureuze chemische bestrijdingsmiddelen. Naast verfijning van de chemische middelen (minder breedwerkend, minder persistentie en zorgvuldige toepassing), is ook biologische plaagbestrijding een alternatief. Daarbij wordt ter bestrijding van de schadelijke organismen gebruik gemaakt van natuurlijke vijanden.

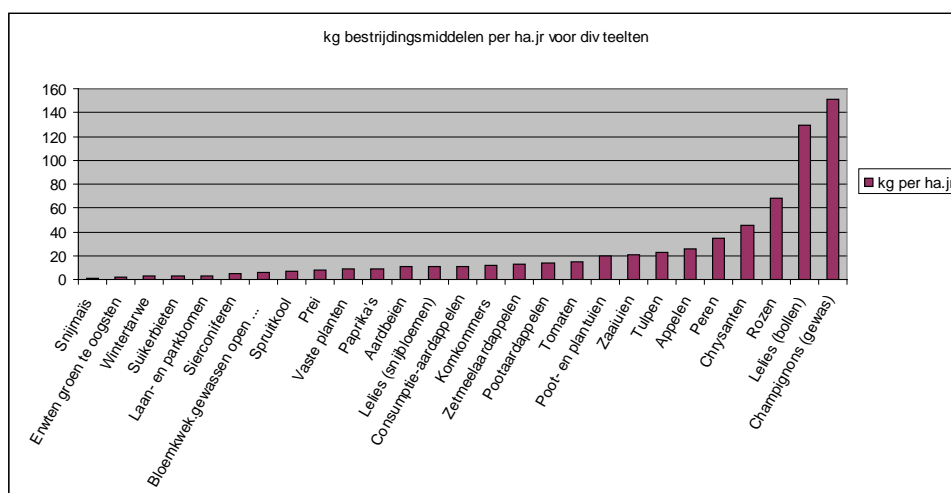


Figuur 5.1. De milieubelasting door de landbouw.

Links: De milieubelasting van het gebruik van bestrijdingsmiddelen, uitgedrukt in milieubelastingspunten vgs de CLM-milieumeetlat. Let op: voor graslandgebieden en akkerbouwgebieden is een afzonderlijke schaal gehanteerd. Het gebruik in akkerbouw ligt gemiddeld vele malen hoger dan op grasland.

Onder: Het gebruik aan bestrijdingsmiddelen (kg werkzame stof/ha.jr voor de belangrijkste teelten.

(Bron: CBS, LEI)



Biologische plaagbestrijding

Om de natuur als plaagbestrijder in de landbouw te laten werken, moet de mens voor goede randvoorwaarden zorgen. De natuurlijke vijanden van de plaagsoorten moeten in de omgeving van het te beschermen gewas kunnen overleven. Ze moeten er kunnen verblijven, zich voortplanten en overwinteren en er moet het hele jaar door voldoende voedsel zijn. Een belangrijke voorwaarde is dat niet of zo weinig mogelijk chemische middelen worden gebruikt, omdat daardoor behalve de schadelijke ook de nuttige soorten kunnen verdwijnen. Dat betekent dat de agrariërs bij ziektebestrijding in het algemeen meer terughoudend moeten omgaan met het gebruik van chemische middelen. Verder is om de ziektegevoeligheid te minimaliseren, gewas- en rassenkeuze en gewasrotatie essentieel.

Het gebruik maken van natuurlijke vijanden bespaart op het gebruik van bestrijdingsmiddelen waardoor de belasting van het milieu wordt verminderd. Dit scoort daarom goed op de ecologische duurzaamheid ('planet'). Op het vlak van 'people' en 'profit' is dit niet direct vanzelfsprekend. Het gebruik maken van biologische plaagbestrijding heeft immers gevolgen voor de bedrijfsvoering, die in de economische opbrengsten zullen doorwerken. Het gaat bijvoorbeeld om de kosten van de grond die wordt ingericht als habitat voor de roofvijanden (bijvoorbeeld randstroken) en om de toename in onzekerheid in omvang en de kwaliteit van de oogst. Deze zaken grijpen in op de rentabiliteit van het bedrijf en daarmee op de economische duurzaamheid van de bedrijven. Om deze consequenties op te vangen zijn flankerende acties nodig. Deze betreffen zowel agrariërs als consumenten. Voor de agrariërs geldt dat ze hun productiesysteem anders zullen moeten benaderen. Het kan nodig zijn dat een netwerk van randen worden ingericht (met passend beheer) zodat natuurlijke plaagbestrijders de schadelijke organismen kunnen bereiken en dat rotatieschema's worden aangepast. Ze moeten anders omgaan met plaagmonitoring en -bestrijding zal meer aandacht vergen. Ook kunnen aanpassingen in het rotatieschema nodig zijn. Voor de consumenten geldt dat ze anders moeten gaan kijken tegen relatie tussen land- en tuinbouwproducten en een duurzame leefomgeving. Ze zullen bereid moeten zijn een hogere prijs voor voedsel en bloemen te betalen. Ook zullen ze zich bewust moeten zijn dat visueel volmaakte producten een hoge milieubelasting met zich meebrengen en een grotere tolerantie moeten ontwikkelen voor kleine cosmetische 'onvolkomenheden' in de producten.

Biologische plaagbestrijding bestrijkt een breed scala aan vormen, die op basis van verschillende criteria onderscheiden worden. Een eerste criterium is de wijze waarop de natuurlijke vijanden worden 'gerecruteerd':

- (1) Plaagbestrijding door van nature voorkomende organismen, aanwezig in bijvoorbeeld perceelsranden (en greppels en sloten) en omliggende natuur (in houtsingels en bosranden); dit gaat bijvoorbeeld om luisetende zweefvliegsoorten die in Nederland algemeen voorkomen en die beter dan nu benut kunnen worden.
- (2) Plaagbestrijding door organismen die bewust daarvoor worden aangevoerd. Hierbij kan zowel van in de regio van nature voorkomende soorten (bijvoorbeeld lieveheersbeestjes) als van elders aangevoerde soorten gebruik worden gemaakt (zie bijvoorbeeld www.koppert.nl/producten/bestrijders/latijnse-productnamen).

Een tweede criterium is het type teelt, waarbij het onderscheid tussen plaagbestrijding tussen de glastuinbouw en de vollegrondse land- en tuinbouw zich opdringt. In de glastuinbouw heeft biologische plaagbestrijding een grote vlucht genomen, in de vollegrondse teelten staat men nog aan het begin. Dit grote verschil heeft onder meer te maken met de veel grotere beheersbaarheid van het kasmilieu: roofvijanden kunnen heel gericht, systematisch en bedrijfszeker worden ingezet. Ook was de noodzaak hier groter omdat kasteelt werd geconfronteerd met het steeds sneller optreden van resistentie van plaagsoorten tegen de ingezette chemische middelen. De laatste jaren is er toenemende aandacht voor plaagbestrijding in de volle grond (zie bijvoorbeeld: www.spade.nl)

In de derde plaats kunnen we onderscheid maken in het substraat van waaruit de plaagbestrijding plaats vindt. Zo is er de plaagbestrijding bovengronds en de plaag- en ziektebestrijding ondergronds. Bij de bovengrondse plaagbestrijding staan de landschapselementen (veelal langgerekte aan percelen grenzende randstructuren) centraal. Deze structuren zijn dan een belangrijk onderdeel van het habitat van de plaagbestrijdende soorten (Van Wingerden *et al.*, 2004). Een strategische positionering ten aanzien van de teelten (bereikbaarheid van de plaagdieren vanuit het verblijfshabitat) is belangrijk. Bij de ondergrondse plaagbestrijding staat de bodem centraal. In de bodem komen zeer veel soorten voor in zeer grote aantallen die voor het functioneren van de bodem voor de groei van de productiesoorten zeer belangrijk zijn. Eigenlijk gaat het dan niet alleen om plaagbestrijding maar om een complex aan diensten. Het gaat om ziekteverend vermogen, bodemstructuur, -vochtigheid, -vruchtbaarheid. Het geheel aan organismen dat deze diensten levert en/of ondersteunt, wordt wel aangeduid als de Functioneel Agrarische Biodiversiteit (FAB), zie kader.

FAB-ondergronds (zie Faber *et al.*, 2009).

Naast de biologische plaagbestrijding, die grotendeels betrekking heeft op bovengrondse plagen van insecten die zich aan de gewassen tegoed doen, zijn er ook ondergrondse ziekten en plagen waar de agrariërs mee te maken hebben. Het gaat om bijvoorbeeld schadelijke schimmels en aaltjes. Voor de beteugeling daarvan worden grootschalig fungiciden en bodemontsmettingsmiddelen ingezet. Met deze middelen verdwijnen echter behalve de schadelijke soorten ook vele nuttige soorten, soorten die voor het functioneren van de bodem van het grootste belang zijn (en dus ook voor de agrariërs). Deze nuttige soorten zorgen onder andere voor een goede bodemstructuur (met name wormen) een betere vochthuishouding en een betere voedselvoorziening en zuurgraad. Daarnaast (of daarmee) zorgen deze organismen ervoor dat vele ziekten geen kans krijgen en dat de voedselgewassen goed gedijen. Het gaat om vele honderden soorten met vele duizenden exx per liter/dm³ grond. Dit geheel van organismen (bovengronds en ondergronds) wordt ook wel aangeduid als Functioneel Agrarische Biodiversiteit (FAB). Hoewel de wijze waarop FAB werkt en hoe FAB doelmatig kan worden ingezet voor de voedselproductie nog lang niet in detail is doorgrond, kunnen al wel een aantal algemene zaken worden benoemd. Het blijkt dat met niet-kerende grondbewerking (dus niet ploegen) het bodemleven behoorlijk kan worden ontzien (met name het wormenleven kan zo worden bevorderd), zonder dat dit de opbrengst drastisch doet verlagen. Daarnaast of beter in samenhang daarmee kan het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen (bodemontsmetting en schimmelbestrijdingsmiddelen) worden verminderd. Bij deze vermindering zal vruchtwisseling en het ontwikkelen van minder gevoelige/sterkere rassen ook belangrijk zijn.

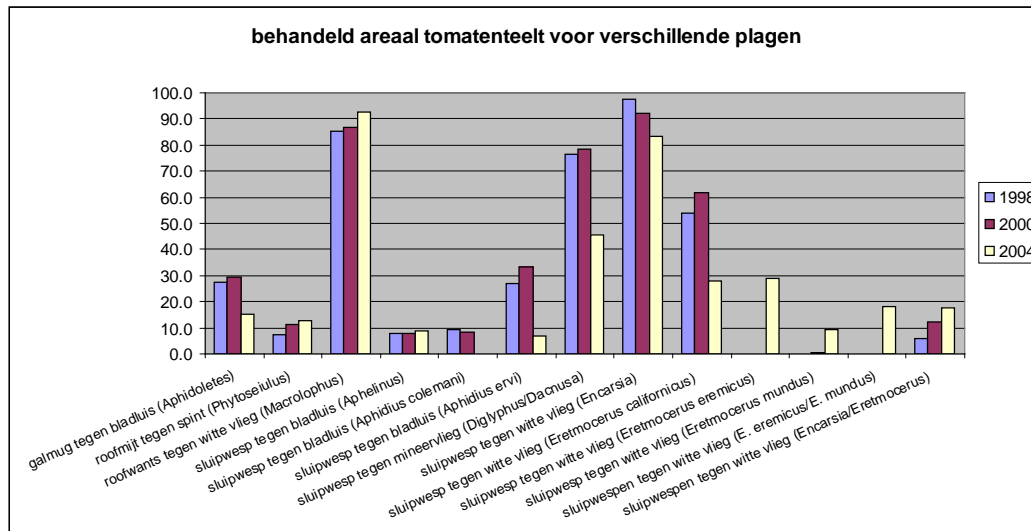
Een goede bodem (rijk aan FAB) helpt ook andere bodemfuncties, zoals een structuur en watervasthoudend vermogen (door verhoging van het humusgehalte), een beter nutriëntenleverend vermogen. Dit helpt ook mee de grond minder erosie- (en verstuiwings)gevoelig te maken. Om die reden is er in het heuvelachtige en erosiegevoelige Zuid-Limburg veel belangstelling voor het niet kerend bewerken van de grond.

Een interview met Jack Faber is opgenomen als Aanhangsel 5.2, aan het eind van deze bijlage.

Toepassing biologische plaagbestrijding, huidige situatie

De toepassing van biologische plaagbestrijding loopt in de verschillende teelten sterk uiteen.

1. In de **kassen** wordt biologische bestrijding inmiddels op grote schaal toegepast (Vijverberg, 2005; Pilkington *et al.*, 2010) . Voor de teelt van tomaten, komkommers en paprika's is biologische bestrijding een regulier onderdeel van de bedrijfsvoering (Figuur 5.2). Zo worden twee zeer belangrijke plagen, de kasspintmijt en de witte vlieg, succesvol door een roofmijt en door een sluipwesp bestreden. De bestrijders worden gericht door de agrariërs ingezet. Biologische bestrijding wordt verder ingezet tegen een aantal luizensoorten. Ondanks deze initiatieven is er nog veel meer mogelijk, ook voor de bestrijding van andere ziektes en zelfs onkruiden.



Figuur 5.2 Het aandeel van het areaal van de kastomatenteelt waar de belangrijke plaagsoorten biologisch worden bestreden. (Bron: CBS)

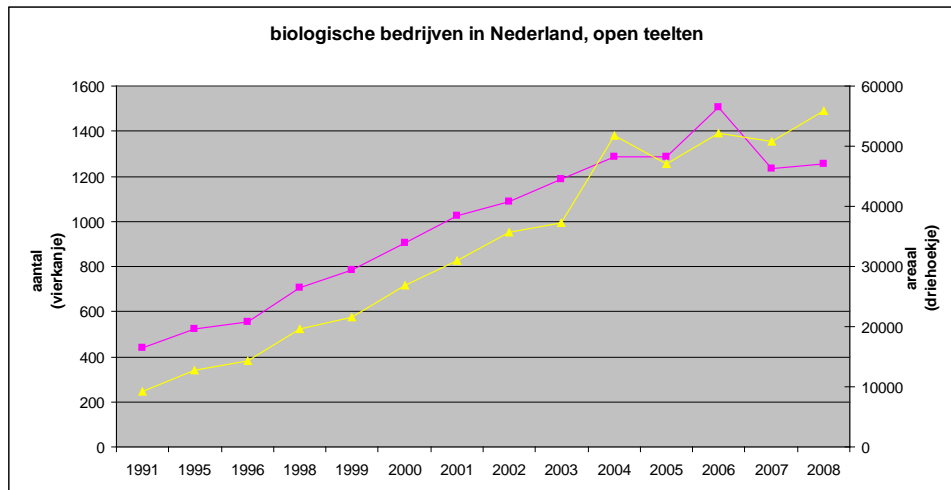
- In de **fruitteelt** wordt veel gebruik gemaakt van biologische plaagbestrijding. Naar schatting komen er in de boomgaarden zo'n 2.000 soorten voor waarvan ongeveer 10% als schadelijk wordt beschouwd. Voor de meeste hiervan zijn al natuurlijke vijanden aanwezig (Winkler *et al.*, 2007). Biologische bestrijding heeft daarom veel perspectief. Zo hebben de vroegere bespuitingen tegen de fruitspintmijt plaats gemaakt voor bestrijding door een roofmijt. De appelbladmineermot wordt succesvol bestreden met een sluipwespensoort en heeft bespuiting grotendeels verdrongen (Winkler *et al.*, 2007; Van Lenteren, 2008). Zo wordt in jonge aanplant snoeihout van oude bomen gelegd om natuurlijke vijanden van plaagorganismen in de nieuwe kweek in te brengen. Deze vorm van biologische bestrijding zijn inmiddels zeer algemeen; zelfs zo algemeen dat veel kwekers zich niet eens meer bewust zijn dat ze in dit opzicht biologisch werken (F. Alebeek (PPO), pers meded.).
- In de **open - of vollegrondsteelten** is biologische bestrijding een lastiger opgave omdat de beheersbaarheid van het voedselproducerend systeem geringer is dan bij kassenteelt (het is minder zeker of zich wel een plaag voordoet en zo ja of die tijdig wordt herkend en of er tijdig plaagbestrijders beschikbaar zullen zijn). Feitelijk is biologische bestrijding daar nog in de pionierfase: onderzoeksresultaten bieden veel aanknopingspunten, maar brede systematische uitwerking in de praktijk moet nog plaatsvinden. Het zwaartepunt van biologische bestrijding in de vollegrondsteelten vindt tot dusverre plaats in een aantal pilotprojecten en binnen het kader van gericht onderzoek. Meestal gaat het om biologische plaagbestrijding in combinatie met één of meer aspecten van FAB. Er zijn pilots in onder andere Zuid-Holland (Hoekse Waard), Noord-Brabant, Zeeland en Drenthe (figuur 5.3; www.spade.nl; Van Delft *et al.*, 2007; Van Rijn & Wäckers, 2007; LNV *et al.*, 2009). Biologische bestrijding wordt met name ingezet tegen een aantal luizensoorten (in graan en aardappelen; zie o.m. Kragten & De Snoo, 2004;). Daarnaast bestaan er nog volop mogelijkheden van plaagbestrijding tegen vele andere soorten. Van Wingerden *et al.* (2004) noemen voor de vollegrondsgroententeelt alleen al dertig soorten en groepen van soorten (o.a. koolmot, spint, wortelvlieg), waarbij zij zich tot de insecten beperken.
- FAB.** De toepassing van FAB gaat breder dan biologische plaagbestrijding. Het gaat bij FAB om alle functies die dienstbaar aan de voedselproductie en die worden uitgevoerd door de biodiversiteit die in en om de landbouwpercelen aanwezig is (naast biologische plaagbestrijding o.m. bodemvruchtbaarheid en -structuur, waterhuishouding, ziekteverendheid en dergelijke). De betekenis en omvang van deze functies en de mogelijk-

heden voor versterking ervan worden in verschillende praktijk-pilots verkend (Van Gorp en van Rijsingen, 2009). Deze verkenningen (zie Figuur 5.3) zijn voor een belangrijk deel op de doelgroep van agrariërs en hun organisaties gericht (zie ook Groot en Gerritsen, 2010). In die pilots worden maatregelen onderzocht als het niet-kerend ploegen en het uitzetten van wormen. Daarnaast wordt door veel agrariërs in individueel of groepsverband binnen de eigen bedrijfsvoering geëxperimenteerd met toepassing van één of meerdere aspecten van FAB (structuurverbetering met houtsnippers; inbrengen compost, aanleggen en inrichten van randen en dergelijke).

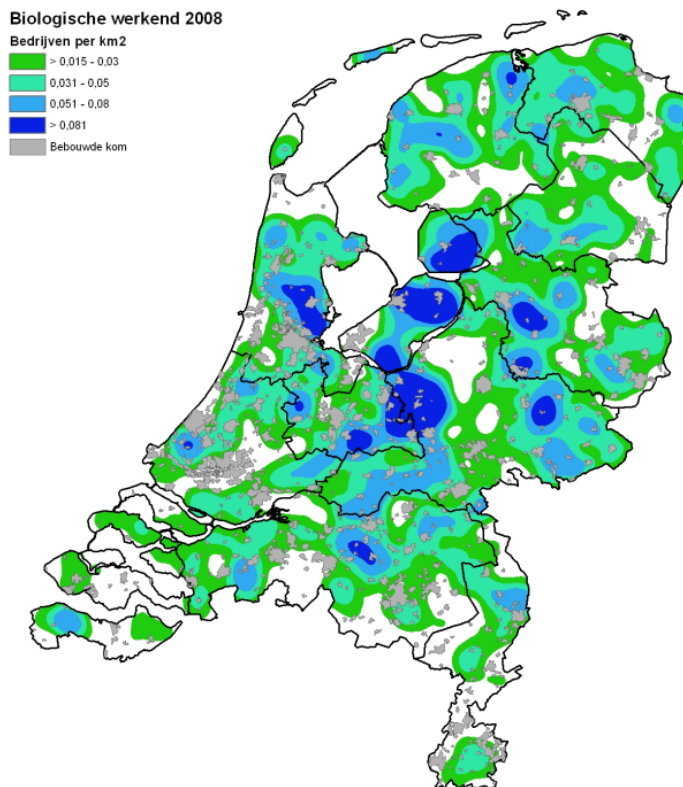


*Figuur 5.3 Ligging pilotgebieden Functionele Agrobiodiversiteit
(bron: www.spade.nl/projecten.asp)*

Hoewel biologische teelt niet volledig samenvalt met biologische bestrijding is het wel een sector waar veel van biologische bestrijding gebruik wordt gemaakt. Het areaal biologische teelt neemt gestaag toe. Op dit moment zijn er in de open teelten circa 1.300 volledig biologisch werkende bedrijven (Figuur 5.4a,b), met een areaal van ongeveer 50.000 ha (2,6% van het land- en tuinbouwareaal; sinds 1991 een toename van 40.000 ha). Daarvan is 36.000 ha gras, 5.000 graan en 6.000 aardappelen, groente en fruit) (LEI 2009; Rienks en Meulekamp, 2009). Daarnaast zijn er nog veel 'conventionele' bedrijven die op een deel van hun teelten biologische bestrijding toepassen, deze vallen buiten dit overzicht.



Figuur 5.4a Areaal en aantal van de biologische landbouwbedrijven in Nederland. (bron CBS, LEI)



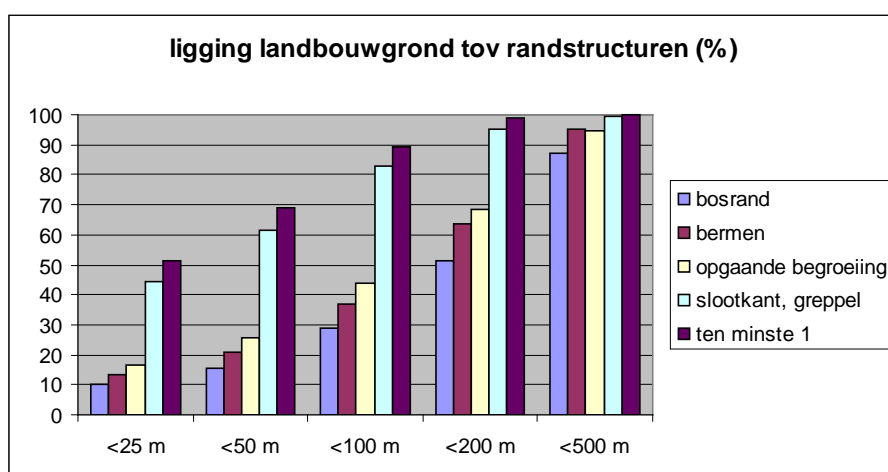
Figuur 5.4b Spreiding van volledig biologisch werkende bedrijven (ca 1300) in Nederland (bron: LEI 2009).

Wat is de potentie van biologische plaagbestrijding?

In de afgelopen eeuw is in de voedselproductie op grote schaal gekozen voor beheersbaarheid door middel van technologie en gewasbeschermingsmiddelen. Hierdoor is de voedselproductie in kwaliteit en kwantiteit weliswaar spectaculair bevorderd, maar is tegelijkertijd roofofbouw op het bodemsysteem gepleegd, is het milieu belast en treden er risico's voor de menselijke gezondheid op. Met het gebruik maken van biologische plaagbestrijding en het bewust benutten van FAB kan het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen en de daaraan klevende nadelen worden gereduceerd.

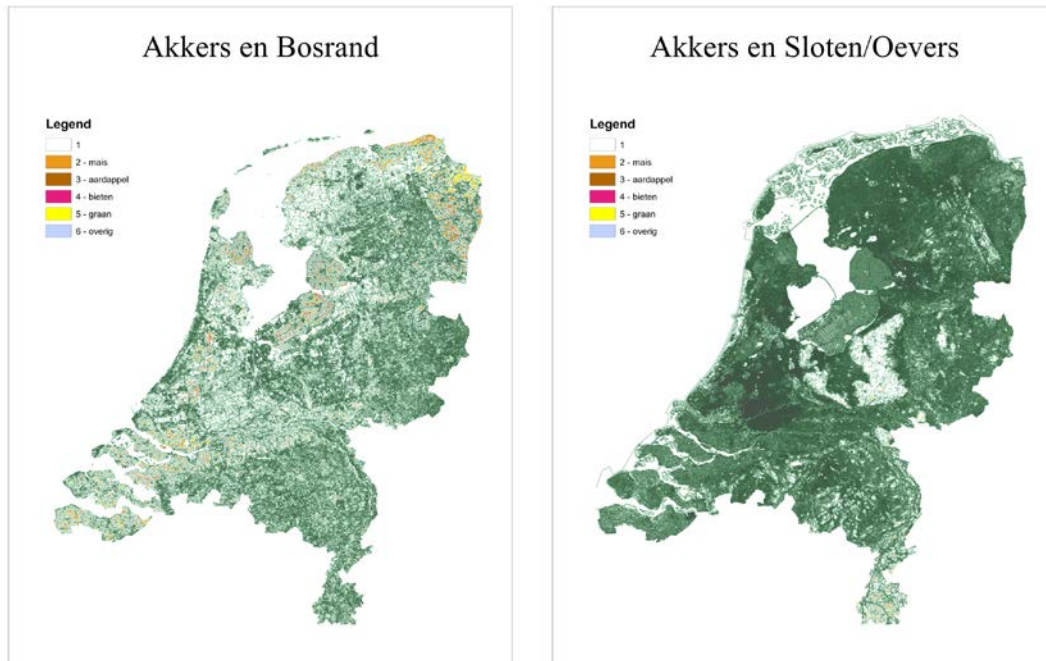
Er zijn volop mogelijkheden biologische plaagbestrijding uit te breiden. Veel aandacht gaat uit naar de open teelten, omdat het daar nog het minst gemeengoed is. (Dat neemt niet weg dat er bij de kassenteelt en fruitteelt ook nog belangrijke verbeteringen mogelijk zijn.) In de open teelten ligt het voor de hand gebruik te maken van de randzones (Van Wingerden *et al.* 2004). Daarbij kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van de randzones van de akkers of van de daaraan grenzende houtsingels of bossen. Het idee is dat de plaagbestrijders in de randzones een goede woonplek kunnen vinden (zowel voor voortplanting, voor het foerageren als voor het overwinteren), van waaruit ze de schadelijke soorten in het akkerbouwperceel te lijf kunnen gaan. Hieronder een korte karakterisering van de potenties van randzones. Een uitgebreidere vorm is opgenomen in Aanhangsel 5.1 (achteraan deze bijlage).

De afstand die plaagbestrijders vanuit de randzone kunnen overbruggen, loopt sterk uiteen, afhankelijk van de soort (loopkever, spin, vliegende insecten) en het type gewas. Bij de te overbruggen afstand spelen ook de eisen aan de mate van plaagonderdrukking een rol. Voor de toepassing in de praktijk wordt een reikwijdte van 25 tot ca 50 m aangehouden (Van Wingerden *et al.* 2004), al zijn dit meer voorlopige vuistregels dan door empirisch onderzoek onderbouwde afstanden. Door meer gebruik te maken van de al aanwezige structuren langs de akkers (door goede inrichting en beheer) kan de bereikbaarheid van plaaginsecten voor bestrijders belangrijk worden verbeterd. Analyse van de huidige akkerbouwpercelen in Nederland laat volgende beeld zien (figuur 5.5): zo'n 50% van het Nederlandse akkerareaal ligt op minder dan 25 m van een berm, slootkant, greppel, houtsingel of bosrand en nagenoeg 100% op minder dan 200 m. De karakteristiek voor de verschillende teelten is hierbij ongeveer dezelfde.



Figuur 5.5 Ligging van landbouwgrond ten opzichte van diverse randstructuren. Uiterst links is te zien dat 10% van de grond binnen 25 m van een bosrand ligt. Uiterst rechts is te zien dat 100% van de grond op maximaal 500 m van één van de onderscheiden randstructuren ligt.

De kaartbeelden van figuur 5.6 laten zien dat de dichtheid aan beboste randstructuren in de belangrijke akkerbouwgebieden (Noordoost-Groningen, de nieuwe polders en Zeeland) relatief schaars is. Sterker, het is juist zo dat in de ruilverkavelingen en landinrichtingsprojecten zoals die sinds de vijftiger jaren zijn uitgevoerd veel aandacht is besteed aan het creëren van grote aaneengesloten kavels, met zomin mogelijk randstructuren. Dit met het oog op het verminderen van de arbeidskosten en het gebruik van steeds grootschaliger landbouwmachines. De dichtheid aan bosranden is het hoogste in oostelijk Nederland en in de duinzone. De dichtheid aan sloten/slootkanten is het hoogst in de Hollanden, Noordwest-Overijssel en Friesland, hoofdzakelijk veenweidegebieden die voor de melkveehouderij worden gebruikt. Deze gebieden zijn voor de akkerbouw minder belangrijk.



Figuur 5.6 Dichtheid van bosranden (l) en sloten/oevers (r) Hoe groener het gebied, hoe hoger de dichtheid aan randzones. Onder de groene kleur (slechts gedeeltelijk zichtbaar) de ligging van verschillende akkerbouwteelten.

Voor een landsdekkende versterking van de biologische plaagbestrijding in de open teelt akkergebieden is de huidige dichtheid aan randstructuren niet (meer) toereikend en daarom zullen daar randstructuren moeten worden aangelegd. Bovenstaande GIS-analyse (Figuren 5.5 en 5.6) laat zien dat voor circa 25% van het akkerbouwareaal binnen 25 meter een randstructuur aanwezig is, voor 75% is de afstand dus groter. Het gaat in deze randstructuren met name om de beschikbaarheid van stuifmeel en nectar (bloemen) en om gunstige voortplantings- en overwinteringshabitats (heggen, struiken en bomen, of open, onberoerde grond). Van Wingerden *et al.* (2004) schatten dat voor een effectieve werking in de groenteteelt het aandeel van de zogenoemde groen-blaue dooradering (zie o.a. Geertsema 2002) tussen de 5 en 10% zal moeten bedragen. Dat is aanzienlijk groter dan het huidige aandeel in de akkerbouw, geschat op 2 tot 2,5% (Manhoudt en De Snoo, 2002). Bij het praktiseren van biologische plaagbestrijding voor het gehele akkerbouwgebied zou dus rekening moeten worden gehouden met een onttrekking van 2.5 tot 7,5% aan de productiegrond. Uitgaande van 1 miljoen ha akkerbouwgebied, komt dit overeen met 25.000-75.000 ha.

Ook voor de toepassing van FAB zijn wellicht veel meer mogelijkheden dan tot dusver bewust worden benut. Bedacht moet worden dat tot nu toe een belangrijk deel van de FAB als vanzelfsprekend en onbewust door de agrariërs wordt benut (voedselkringloop, ziekteverend vermogen, watervasthoudend en -leverend vermogen enz.). Het zijn dan ecosysteme *functies*, die niet expliciet als diensten worden herkend. In de huidige landbouwpraktijk is het gebruik van FAB lang niet altijd duurzaam. Het gaat er dan om dat die functies als zodanig worden (h)erkend en dat ze als diensten worden ervaren. In de praktijk wordt de betekenis van FAB in verschillende pilots verkend (Van Gurp en Van Rijsingen, 2009). Naast dit verkennende praktijkgerichte onderzoek is er nog veel fundamenteel onderzoek nodig, met een sterke oriëntatie op toepasbaarheid van de te verwerven inzichten in de praktijk. Toepassing in de reguliere praktijk zal met name worden versterkt, daar waar zich in de reguliere landbouw problemen voordoen, die met de huidige technologische middelen slechts kunnen worden opgelost. Gebieden waar dat volgens deskundigen (Faber, mond meded.) aan de orde is, zijn

regio's die *erosiegevoelig* zijn (zoals het Limburgse heuvelland), gebieden die *verstuinggevoelig* zijn (veenontginningen in het noordoosten van ons land) en zware kleigebieden die *verslempingsgevoelig* zijn (zeekleigebieden).

Schets van mogelijke route voor uitbreiding biologische plaagbestrijding in de akkerbouw

Om tot een goed overwogen uitbreiding van de biologische plaagbestrijding te komen zouden de volgende stappen doorlopen kunnen worden.

1. Geef voor de verschillende teelten de potenties voor biologische bestrijding aan en geef aan welke inzet daarvoor nodig is (bijvoorbeeld plagen die vanuit randstructuren bestreden kunnen worden); maak inzichtelijk welke milieuwinst daarmee kan worden geboekt en welke andere positieve effecten kunnen worden verwacht.
2. Geef aan waar deze teelten liggen.
3. Geef in de relevante gebieden aan welke deelgebieden nu al een geschikte infrastructuur aan randen hebben en geef aan waar extra structuren moeten worden gecreëerd of aangepast beheer behoeven.
4. Breng de gebieden in beeld waarin maatschappelijk draagvlak voor biologische bestrijding bestaat of ontwikkel dat. Maak daarbij gebruik van alle diensten die randstructuren bieden.
5. Start in de geschikte gebieden praktijk/demonstratie onderzoek naar biologische plaagbestrijding.
6. Zorg voor een diversiteit aan vergelijkingsmogelijkheden (diverse teelten, diverse inrichtings- en beheervormen, monitoring van plagen en schade enzovoorts) zodat snel kan worden geoptimaliseerd en zicht wordt verkregen op resterende knelpunten.
7. Zorg voor fondsen om de kosten te dekken, te vullen door belanghebbenden en ontwerp adequate mechanismen om op evenwichtige wijze in de kosten en revenuen te laten delen.

Wat is de economische betekenis van biologische plaagbestrijding en FAB?

Het in beeld brengen van de economische betekenis van biologische plaagbestrijding kan op verschillende manieren. Het meest voor de hand liggend is na te gaan wat het verschil in voedselopbrengst is wanneer plagen chemisch dan wel biologisch worden bestreden. Daarbij moet vanzelfsprekend ook gekeken worden naar het verschil in kosten tussen de twee methoden, niet alleen voor de boer, maar ook voor de omgeving (kosten van grondwatervervuiling etc.). Wat betreft deze omgeving: de waarde van biologische plaagbestrijding gaat verder dan enkel een bedrijfseconomische. Zo hebben de aan te leggen randstructuren weliswaar ook een betekenis voor de gewasopbrengst vanwege de windkerende werking, maar kunnen ze bovendien ook de landschappelijke en recreatieve waarde van het gebied versterken. Deze recreatieve betekenis kan, hoewel lang niet altijd even eenvoudig, met de nodige mitsen en maren in geld worden uitgedrukt. De versterking van de landschappelijke waarde kan het woonklimaat versterken en daarmee doorwerken in de huizenprijs. Op een dergelijke integrale wijze is de economische betekenis van biologische bestrijding voor de pilot in de Hoeksche Waard in beeld gebracht (Van Delft *et al.*, 2007). Daarbij zijn, zoals hierboven al geïntroduceerd, drie typen baten onderzocht:

- baten voor de landbouw;
- recreatieve baten; en
- baten huizenprijs aangrenzende bewoners

In de studie worden voor de Hoeksche Waard naast het nulalternatief (die gelijk is aan de huidige situatie plus de zogeheten autonome ontwikkeling) drie projectalternatieven onderscheiden: Nulalternatief versus drie projectalternatieven:

- Projectalternatief A: Optimale situatie voor agrobiodiversiteit;
- Projectalternatief B: Investerings in agrobiodiversiteit alléén in het publieke domein (geen boeren); en
- Projectalternatief C: Optimale situatie voor agrobiodiversiteit, landbouw en recreatie.

Vooropgesteld: deze projectalternatieven zijn géén realistische uitvoeringsscenario's, maar zijn vooral bedoeld als indicatieve rekenoefeningen. De verschillende baten hebben betrekking op zowel zogeheten netwerk-effecten als individuele effecten. Netwerk-effecten omvatten de baten die enkel worden gerealiseerd bij een minimale omvang van elementen of bij een combinatie van meerdere elementen. Deze baten hebben betrekking op onder andere woongenot, biodiversiteitswaarde, uitgespaarde kosten insecticiden, volksgezondheidsbaten, en uitgespaarde kosten kunstmest. De effecten van individuele elementen (bijvoorbeeld één enkele akkerrand van 100 meter) betreffen onder meer vermeden baggerkosten, schoon water door driftreductie en schoon water door opname van N en P door vegetaties. Niet alle baten die hierboven worden opgesomd zijn overigens in geld uitgedrukt. Baten verbonden aan onder andere uitgespaarde kosten kunstmest, driftreductie en volksgezondheid zijn als p.m.-post opgenomen.

De kosten van de groen-blaauwe dooradering hebben vooral betrekking op aanleg, beheer, onderhoud en inkomstenderving. Vooral het beheer blijkt, aldus de onderzoekers, een groot aandeel in de kosten te hebben, namelijk 83%. Het gaat overigens om een breed scala aan beheerskosten, zowel in de publieke ruimte (beheer van dijkwaluds, bermen rijksweg en overige bermen, en kreekoevers) als in de private ruimte (beheer van slootkanten langs akkers).

De gemonetariseerde kosten en baten zijn in tabel 5.1 weergegeven.

Tabel 5.1. Kosten, baten en saldo per projectalternatief (contante waarde 2007, in miljoenen euro's).

	Alternatief A	Alternatief B	Alternatief C
Kosten	64,8	25,6	89,2
Baten netwerk	102,4	50,8	133,1
Baten individueel	8,9	0,5	10,2
Saldo	46,5	25,7	54,2

Kortom, volgens deze berekeningen levert groen-blaauwe dooradering, en daarmee biologische plaagbestrijding, in de Hoeksche Waarde meer op dan dat het kost. Het probleem is echter dat degene die betaalt en degene die verdient niet dezelfde zijn. De overheden (Rijk, provincie, regionale overheden en waterschappen) en boeren betalen, terwijl de recreatiebedrijven en bewoners de vruchten plukken. Huizen worden volgens de onderzoekers meer waard omdat ze in een mooi stukje natuur staan. Zaak is nu dat de kosten verevend moeten worden, bijvoorbeeld door het oprichten van een gebiedsfonds waardoor er een financieringstroom op gang komt in het gebied. Maar dit is bestuurlijk een complexe operatie.

Een andere kanttekening betreft het feit dat het positieve saldo enkel betrekking heeft op groen-blaauwe dooradering in de Hoeksche Waard, waarbij niet vergeten mag worden dat het geen realistische uitvoeringsscenario's zijn maar eerder rekenexercities. Onduidelijk is daarmee in hoeverre deze MKBA van toepassing kan zijn op andere gebieden. Of beter gezegd: de MKBA in de Hoeksche Waard heeft niet of nauwelijks een realistisch voorspellende waarde voor andere gebieden. Bovendien, de cijfers uit tabel 5.1 betreffen de kosten en baten voor een periode van 100 jaar. Dat betekent dus niet dat alle kosten en baten binnen – zeg – nu en 5 jaar worden gerealiseerd. Ook is onduidelijk hoe robuust dit positieve saldo is en wat de gevoeligheid is voor bijvoorbeeld fluctuaties in de woningmarkt.

De economische betekenis van biologische bestrijding zal – voor de positie daarvan in de praktijk – in de eerste plaats uit de toepassing binnen de voedselproductie zelf moeten komen. Daar waar een vergelijking met chemische middelen wordt gemaakt zal integrale

(lees: maatschappelijke) kostenberekening van deze middelen belangrijk zijn. Dat wil zeggen, als deze middelen leiden tot externe effecten (aannemend dat deze negatieve zijn), dan dienen de eventuele herstelkosten daarvan ook in beschouwing genomen te worden (vervuiler-betaalt-principe). De economische betekenis kan verder worden versterkt met andere functies, zoals waterkwaliteit (zuivering), waterbeheersing (piekafvoer), recreatieve betekenis, diversiteitsbetekenis (natuurwaarde), en herkenbaarheid van landschapselementen (kreeken-landschap). Een synergie tussen en stapeling van diensten ligt daarmee voor de hand.

Beperkende factoren of bedreigingen

De positie van biologische bestrijding en FAB in de landbouw is tot nu toe nog bescheiden. Bepalend hiervoor zijn onder meer:

- de sector is er nog niet mee vertrouwd;
- er is nog geen dwingende noodzaak;
- het chemische alternatief is vertrouwd;
- introductie biologische bestrijding betekent meer onzekerheid in het teeltproces en stelt hogere eisen aan planning en flexibiliteit in de bedrijfsvoering;
- aanleg en beheer randstructuren is lastig en duur en gaat ten koste van het productie-areal;
- de consument is nog niet overtuigd van de meerwaarde van biologische plaagbestrijding, zodanig dat hij bereid is de extra kosten te betalen. Bovendien is hier sprake van een burger-consument dilemma (Dagevos en Sterrenberg, 2003).

Deze factoren belemmeren in meer of mindere mate de verdere ontwikkeling van de biologische plaagbestrijding. Elk ervan behoeft gerichte aandacht wil men tot verdere ontwikkeling komen. Hier liggen uitdagingen voor beleid (ontwikkeling en uitvoering), voor de landbouw- en de retailsector, voor verdiepend en praktijkgericht onderzoek, voor communicatie enz.

Handelingsperspectief

Bij het zetten van verdere stappen is gezamenlijkheid van de stakeholders noodzakelijk. Een groslijst van mogelijkheden:

- opzetten praktijkgerichte onderzoeksprogramma's;
- ontwikkelen ge- en verboden van chemische bestrijdingsmiddelen, gekoppeld aan stimulering ontwikkeling biologische plaagbestrijding;
- opzetten monitoringsprogramma's, gericht op de kwaliteiten van de plaagbestrijding en de bedrijfseconomische aspecten;
- ondersteunen van benutting van de bestaande groen-blauwe dooradering voor biologische plaagbestrijding en dit verbinden met maatschappelijke opgaven rond emissievermindering van nutriënten en bestrijdingsmiddelen;
- opzetten publieksgerichte voorlichtingsprogramma's;
- opzetten gebieds-vereveningsfondsen;
- ontwikkelen marketing waarbij gebruik wordt gemaakt van imago van verantwoord geproduceerd voedsel;
- combineren van biologische plaagbestrijding met andere diensten, dag- en verblijfs-recreatie, educatie en zorgverlening.

Literatuur

Carson, R. 1962. Silent Spring. Boston, USA, Houghton Mifflin.

Dagevos, J.C. en L. Sterrenberg (red.), 2003. Burgers en consumenten: tussen tweedeling en tweeenheid. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.

- Delft, A. van, M. Schot A. Slingenberg M. van Veen A. Verkennis, E. Buter en E. Ruijgrok, 2007. Kosten-baten Analyse Groen-blauwe Dooradering Hoeksche Waard: Eindrapportage. Rotterdam, Ecorys en Witteveen & Bos.
- Faber, J.H. , G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J. Bloem, J. Lahr, W.H. Diemont en L.C. Braat, 2009. Ecosysteemdiensten en Bodembeheer: Maatregelen ter Verbetering van Biologische Bodemkwaliteit. Alterra-rapport 1813, Alterra, Wageningen UR.
- Geertsema, W., 2002. Het belang van groen-blauwe dooradering voor natuur en landschap. Achtergronddocument Natuurbalans2002. Werkdocument 2002/02. NPB-Wageningen.
- Groot, A.M.E. en A.L. Gerritsen, 2010. Monitoring Functionele Agrobiodiversiteit; Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve Monitor Systeeminnovaties Verduurzaming Landbouw'. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. WOt-werkdocument 202.
- Gurp, H. van en P. van Rijsingen, 2009. Projectinitiatieven Functionele Agrobiodiversiteit. www.spade.nl.
- Kragten, S. en G.R. de Snoo, 2004. Bio-support: modelling the impact of landscape elements for pest control. Proceedings of the Netherlands Entomological Society Meeting 15, pp. 93-97.
- Lenteren, J. van, 2008. Plagen bestrijden zonder gif. Cahier Biowetenschappen en Maatschappij, 27, 4 (Natuur als Bondgenoot). pp. 17-25.
- LNV, VROM & WING, 2009. Verslag Kennisdag Financiering Landschap, 13 mei 2009. Manhoudt, A. en G.R de Snoo. 2002 Boerenlandschap: landschapselementen op akkerbouwbedrijven in Nederland. Landschap, 19 (4), pp. 246-249.
- Pilkington, L.J., G. Messelink, J.C. van Lenteren en K. Le Mottee, 2010. "Protected Biological Control"-Biological pest management in the greenhouse industry. Biological Control, 52 (3), pp. 216-220.
- Rienks, W.A. en W.J.H. Meulenkamp, R.J.W. Olde Loohuis en B.J.R. van Rooij, 2009. Landbouwatlas van Nederland: de Nederlandse Agrosector op de Kaart. Hengevelde, ROM3D.
- Rijn, P.C.J. van en F.L. Wäckers, 2007. Bloemrijke akkerranden voeden natuurlijke vijanden. Entomologische Berichten, 67 (6), pp. 226-230.
- Vijverberg, A.J., 2005. Gewasbescherming met biologische bestrijders en middelen. Hausarbeit.
- Winkler, K., H. Helsen & F. Wäckers, 2007. Functionele biodiversiteit in boomgaarden. Entomologische berichten, 67 (6), pp. 236-237.
- Zanen, M. & M. Bos, G. Korthals & L. Olendijk, 2009. Weerbare bodem in het kader van functionele agrobiodiversiteit (FAB); Inventarisatie van bestaande methoden en werkplan 2009. Louis Bolk instituut, Driebergen; PPO, Wageningen-UR.

Aanhangsel 5.1 Natuur voor plaagbestrijding, een uitwerking van de relatie tussen landschapselementen en akkerbouwpercelen

Hans Baveco (Alterra Wageningen UR), met medewerking van Dick Melman

Inleiding

Natuurlijke plaagbestrijding is een dienst waarin voorzien wordt door een groot aantal natuurlijke vijanden van enige tientallen plaagsoorten in verschillende teelten. Omdat de meeste natuurlijke vijanden voor hun voortbestaan in het agrarische landschap sterk afhankelijk zijn van landschapselementen die behoren tot de groen-blauwe dooradering (GBDA) of onderdeel vormen van natuurgebieden in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), kunnen we deze landschapselementen – mits ze kunnen fungeren als habitat voor natuurlijke vijanden – beschouwen als de bron van de dienst. De dienst wordt echter niet zozeer benut in de GBDA zelf, maar in de akkers in de omgeving. Dit betekent dat ruimtelijke relaties een grote rol spelen: op welke afstand van een landschapselement vinden we nog een verlaging van dichtheid plaagdieren in de teelt?

Als dienst is plaagbestrijding een stapeling van een groot aantal diensten: ieder teelt-plaagsoort-vijand systeem wordt op een specifieke manier beïnvloed door het landschap en heeft een karakteristieke ruimtelijke schaal. Daarnaast zijn er onder de natuurlijke vijanden zowel specialisten als generalisten, wat eveneens consequenties heeft voor hun overleving in sterk dynamische agro-ecosystemen. In het laatste decennium zijn een aantal empirische studies beschikbaar gekomen waarmee voor specifieke systemen de relevante landschapselementen geïdentificeerd en ruimtelijke schalen vastgesteld kunnen worden. Het hele spectrum aan systemen is met deze studies nog lang niet afgedekt. De methode om ruimtelijke relaties uit experimentele gegevens te schatten en vervolgens met behulp van deze relaties kaartbeelden te produceren voor de sterkte van het plaagbeheersingseffect is eveneens beschikbaar (Baveco and Bianchi, 2007).

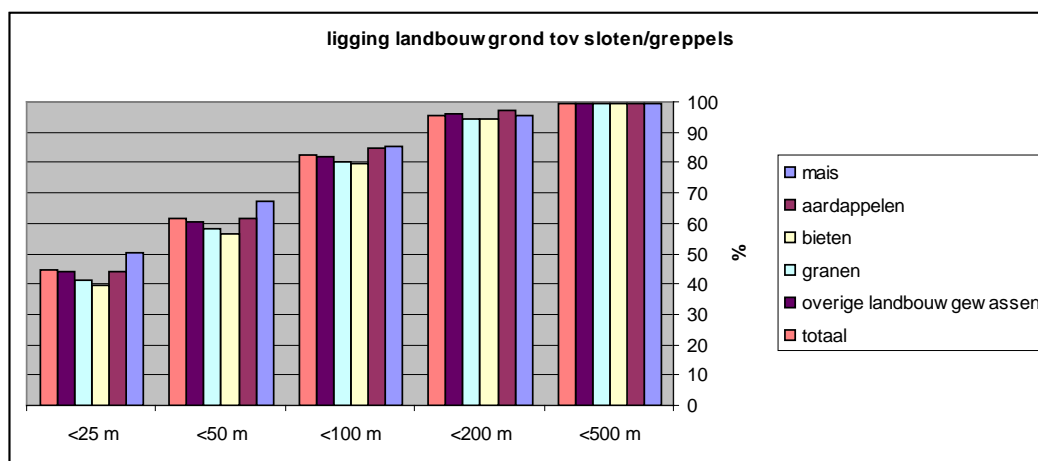
Uitgangspunten en berekeningen

Voor deze studie doen we sterk generaliserende aannames over bronnen en ruimtelijke relaties. Een gedeeltelijke onderbouwing hiervoor wordt verderop gegeven. We baseren de analyse op een set voornamelijk lijnvormige landschapselementen die bij gericht beheer als bron van plaagbeheersing fungeren. Bronnen waarvoor de ligging in landelijke geografische databestanden beschikbaar is zijn: greppels en slootkanten, bermen, bosranden en lineaire elementen met opgaande begroeiing. Voor de ruimtelijke relaties kiezen we een eenvoudige, basale aanpak, met vijf categorieën voor de afstand van een akkerlocatie ten opzichte van vier typen bronelement. De afstandscategorieën zijn 0-25 m, 25-50 m, 50-100 m, 100-200 m, 200-500 m en > 500 m. Alle berekeningen zijn uitgevoerd voor rasterbestanden met een celgrootte van 25 bij 25 meter. Op deze schaal is in de landgebruikkaart (LGN5) informatie beschikbaar over de verspreiding van vier soorten teelten: mais, aardappelen, bieten en granen. Andere land- en volle grond tuinbouwgewassen vallen in de categorie 'overige landbouwgewassen'.

Per brontype levert dit de volgende oppervlaktes aan akker (in km²) binnen de verschillende afstandscategorieën op (tabellen 5.1.1 tot en met 5.1.4; figuren 5.1.1 tot en met 5.1.4).

Tabel 5.1.1. Oppervlaktes landbouwgrond (km²) per afstandscategorie voor een aantal gewassen ten opzichte van sloten/greppels/waterkant.

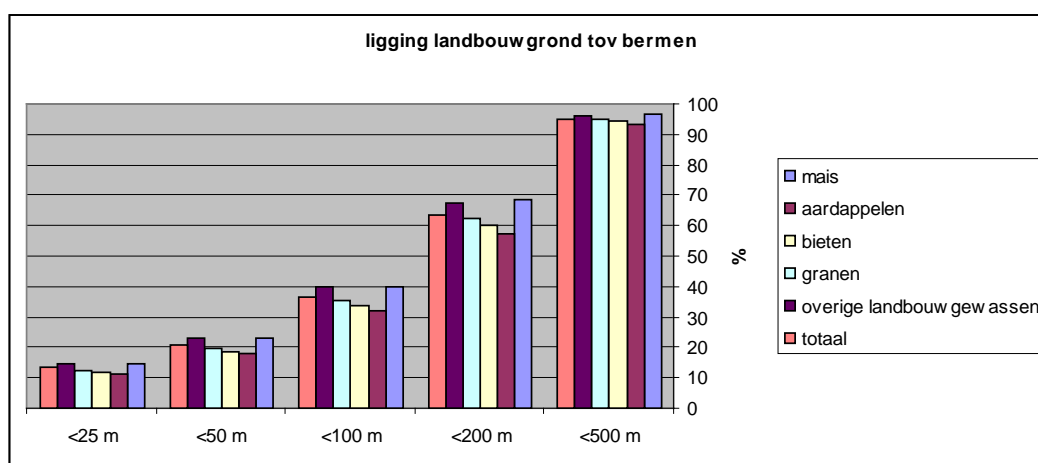
Gewas	Totaal	<500 m	<200 m	<100 m	<50 m	<25 m
Mais	2447,09	2431,74	2332,94	2092,44	1649,32	1234,66
Aardappelen	1750,38	1745,27	1699,09	1479,31	1081,78	772,213
Bieten	1045,08	1036,68	986,276	832,826	591,056	413,394
Granen	2086,14	2070,31	1969,98	1670,84	1208,42	856,841
Overige landbouwgewassen	1747,85	1740,96	1673,92	1433,45	1054,87	766,399
Totaal	9076,54	9024,96	8662,20	7508,87	5585,44	4043,51



Figuur 5.1.1. Ligging van landbouwgrond (akkers) ten opzichte van sloten/greppels/waterkant per afstandscategorie voor een aantal gewassen.

Tabel 5.1.2. Oppervlaktes landbouwgrond (km²) per afstandscategorie voor een aantal gewassen ten opzichte van bermen.

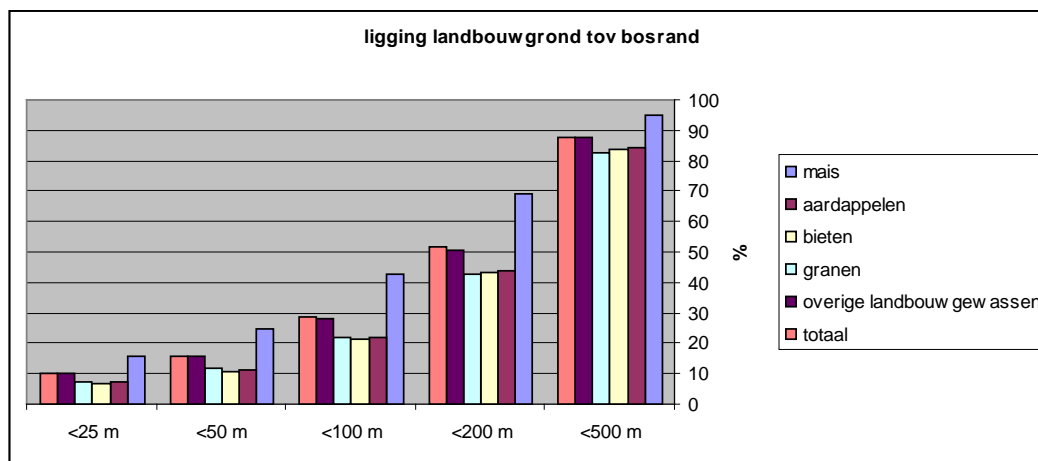
Gewas	Totaal	<500 m	<200 m	<100 m	<50 m	<25 m
Mais	2447,09	2366,34	1671,08	979,773	562,15	363,073
Aardappelen	1750,38	1628,96	1007,61	558,455	310,317	195,549
Bieten	1045,08	983,72	629,294	353,319	196,129	122,755
Granen	2086,14	1981,42	1296,93	739,942	415,925	261,718
Overige landbouwgewassen	1747,85	1675,57	1175,99	701,34	403,079	257,544
Totaal	9076,54	8636,01	5780,9	3332,83	1887,6	1200,64



Figuur 5.1.2 Ligging van landbouwgrond (akkers) ten opzichte van bermen per afstandscategorie voor een aantal gewassen

Tabel 5.1.3. Oppervlaktes landbouwgrond (km²) per afstandscategorie voor een aantal gewassen ten opzichte van bosranden.

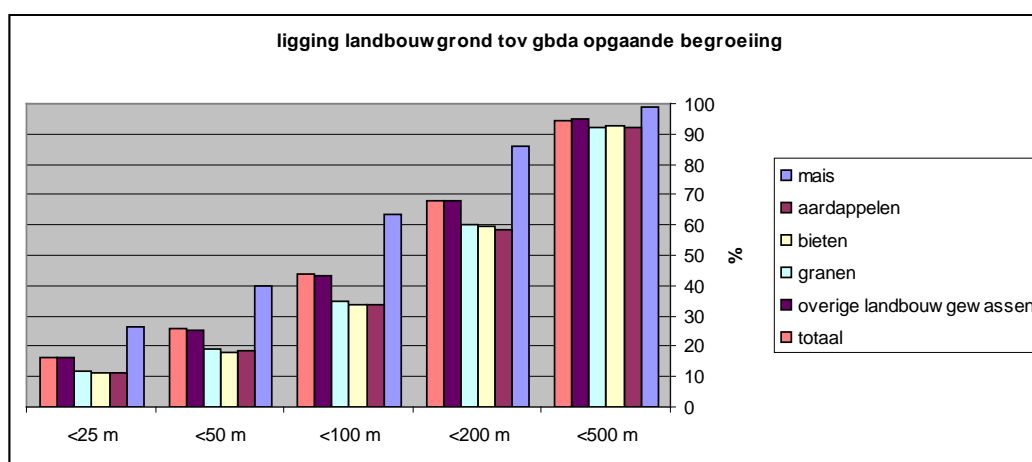
Gewas	Totaal	<500 m	<200 m	<100 m	<50 m	<25 m
Mais	2447,09	2329,96	1689,45	1041,83	603,494	391,806
Aardappelen	1750,38	1473,32	767,95	387,922	200,076	123,592
Bieten	1045,08	875,542	450,519	222,922	112,15	68,2394
Granen	2086,14	1726,9	893,435	458,943	240,983	149,86
Overige landbouwgewassen	1747,85	1529,75	880,184	487,286	270,079	173,622
Totaal	9076,54	7935,47	4681,54	2598,91	1426,78	907,12



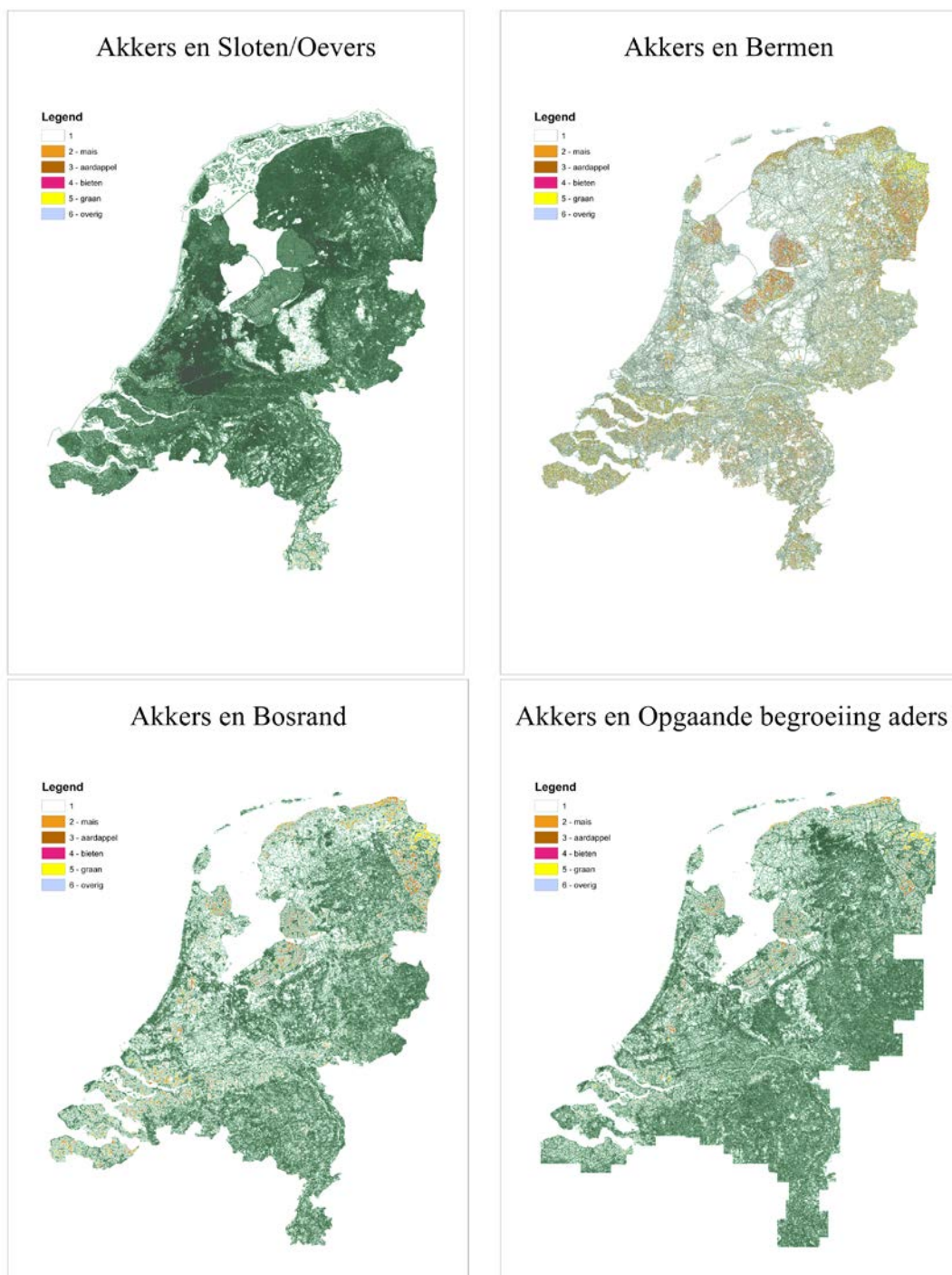
Figuur 5.1.3. Ligging van landbouwgrond (akkers) ten opzichte van bosranden per afstandscategorie voor een aantal gewassen.

Tabel 5.1.4. Oppervlaktes landbouwgrond (km²) per afstandscategorie voor een aantal gewassen ten opzichte van opgaande begroeiing in GBDA.

Gewas	Totaal	<500 m	<200 m	<100 m	<50 m	<25 m
Mais	2447,09	2412,82	2108,51	1546,68	971,031	640,972
Aardappelen	1750,38	1609,01	1023,41	587,143	322,426	201,223
Bieten	1045,08	965,894	623,187	352,431	189,436	116,786
Granen	2086,14	1922,54	1251,07	729,437	401,63	249,342
Overige landbouwgewassen	1747,85	1660,59	1186,85	751,899	441,528	284,948
Totaal	9076,54	8570,85	6193,02	3967,59	2326,05	1493,27

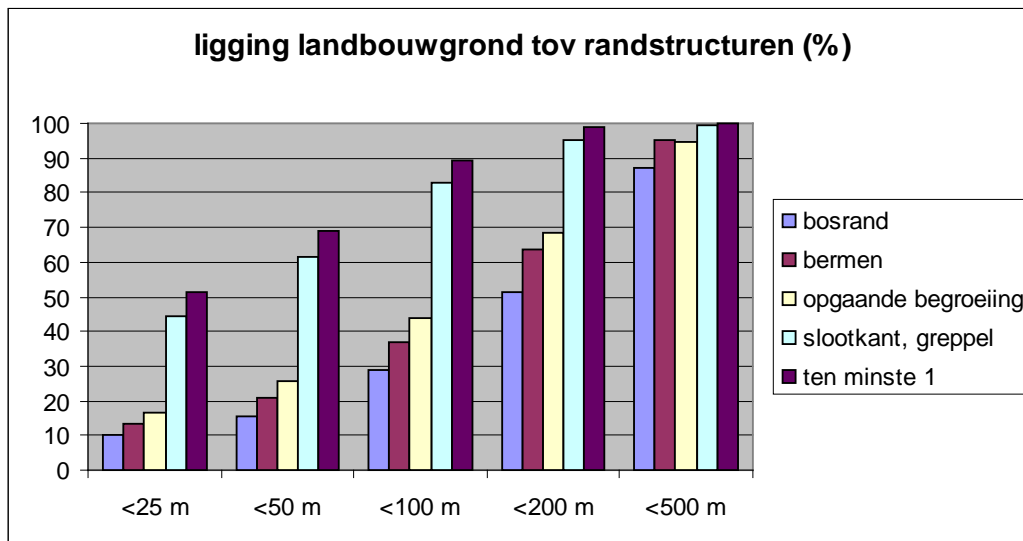


Figuur 5.1.4 Ligging van landbouwgrond (akkers) ten opzichte van opgaande begroeiing in GBDA per afstandscategorie voor een aantal gewassen



Figuur 5.1.5 Dichtheid van sloten/overs (linksboven), bermen (rechtsboven), bosranden (linksonder) en opgaande begroeiing (bossen, boomrijen en singels; rechtsonder). Hoe groener het gebied, hoe hoger de dichtheid aan randzones. Onder de groene kleur (soms slechts gedeeltelijk zichtbaar) de ligging van verschillende akkerbouwteelten.

De trend is voor de verschillende akkertypen vergelijkbaar en samen te vatten in een staafdiagram, waarin we ook weergeven welke arealen in een afstandscategorie vallen voor wat betreft de afstand tot minimaal 1 bron (Figuur 5.1.6). We concluderen hieruit dat de helft van het akkerareaal in Nederland binnen 25 m afstand van minimaal één potentiële bron (berm, slootkant, bosrand of lijnvormige opgaande begroeiing) ligt.



Figuur 5.1.6 Samenvatting: ligging van landbouwgrond (akkers) ten opzichte van bosranden, bermen, opgaande begroeiing in GBDA en slootkanten/greppels per afstandscategorie.

In de analyse wordt geen rekening gehouden met netwerk structuren van GBDA op landschapsschaal. Theoretisch en veldonderzoek laten zien dat dichtheden van natuurlijke vijanden groter zijn in een sterk dooraderd landschap. De analyse gaat uit van een optimale kwaliteit van dooradering voor natuurlijke vijanden. Dit betekent dat deze dooradering ook aan minimale eisen van verbondenheid moet voldoen.

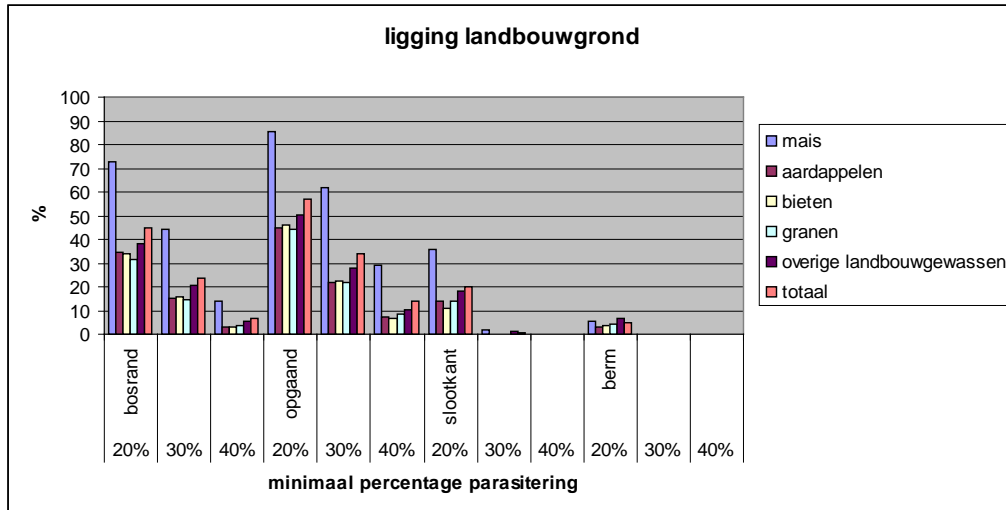
Bijdrage van één- en meerjarige bloemenranden is, omdat deze niet in kaartbestanden vastgelegd zijn, niet meegenomen. We verwachten dat de lijnvormige elementen zonder opgaande begroeiing – bermen en greppels of slootkanten – door beheer gericht op natuurlijke vijanden in functie vergelijkbaar kunnen worden met meerjarige bloemenranden (Musters *et al.*, 2009).

Een verfijning van de analyse

De analyse in de vorige paragraaf is gebaseerd op aanwezigheid van bronnen en minimale afstanden tot deze bronnen. De omvang van de bron en het gegeven dat naast de dichtstbijzijnde bron ook andere bronnen in de omgeving bijdragen aan plaagbeheersing in de teelt wordt niet meegenomen. Daarnaast is de indeling in afstandscategorieën stapsgewijs en nogal grof; afstandsrelaties worden waarschijnlijk veel beter weergegeven door een continue functie. Een statistische methode zoals beschreven in (Baveco and Bianchi, 2007) leidt relaties af tussen (gemeten) plaagbeheersing en omvang van en afstand tot bronnen. Voor één dataset is deze analyse uitgevoerd, namelijk voor parasitering van koolmot – een plaagsoort op spruitkool – door sluipwespen als natuurlijke vijand (Bianchi *et al.*, 2008). Als we de hierbij gevonden relaties beschouwen als typerend voor de algemene dienst ‘plaagbeheersing’ kunnen de door de dienst ‘afgedekte’ arealen akkers berekend worden.

Uit figuur 5.1.7 blijkt dat het beeld uit de analyse op basis van afstanden tot randstructuren wat bijgesteld moet worden wanneer een niet al te lage minimale intensiteit van plaagbeheersing nodig is (hier gedefinieerd als percentage geparasiteerde rupsen). Bij een minimale intensiteit van 30% wordt ongeveer een kwart van het akkerareaal nog afgedekt, vanuit bosrand en opgaande begroeiing in de dooradering. Dit komt ongeveer overeen met het areaal dat in de buffer-benadering binnen 100 m van berm of opgaande begroeiing in GBDA of binnen zo’n 150 m van bosrand ligt. Door de geringe oppervlakte van slootkanten en in mindere mate bermen is de bijdrage van deze bronnen klein wanneer de oppervlakte mee

gewogen wordt, ondanks dat ze – zoals uit de analyse op basis van buffers blijkt – vaak aanwezig zijn en vrijwel altijd dichtbij. Waar in de buffer-benadering ongeveer 40% van het areaal binnen 25 m van een slootkant ligt, vinden we in de kernel-benadering hooguit een intensiteit van 20% op ongeveer de helft van dit oppervlak.



Figuur 5.1.7 Ligging van verschillende akkerbouwteelten ten opzichte van de diverse randstructuren die voor biologische plaagbestrijding relevant zijn.

Onderbouwing bronnen voor plaagbeheersing en afstandsrelaties.

Op perceelsniveau is veelvuldig aangetoond dat in de dooradering voorkomende natuurlijke vijanden een rol spelen in de onderdrukking van plagen in het gewas. In Nederland bijvoorbeeld in het FAB project (LTO-FAB, 2007; ZLTO, 2008). Dit betreft een effect tot op enkele tientallen meters. Sommige grondgebonden soorten (loopkevers) leggen een dergelijke afstand af in één nacht; andere soorten (spinnen) koloniseren de akkers in de loop van het groeiseizoen. Vliegende soorten zoals zweefvliegen, sluipwespen en gaasvliegen kunnen veel grotere afstanden afleggen, maar blijven vanwege voedsel (nectarbronnen) toch relatief in de buurt van de dooradering. Door de mogelijkheid van dispersie over enkele kilometers, functioneren populaties van deze meer mobiele soorten natuurlijke vijanden echter op een grotere ruimtelijke schaal, op de schaal van het landschap. Het maakt dan uit of een bloemrijke rand geïsoleerd ligt in een landschap met verder weinig natuurlijke habitats of in een landschap met veel (en goed verbonden) GBDA of natuur. Eilandentheorie en metapopulatietheorie voorspellen respectievelijk minder soorten en lagere bezettingskans voor geïsoleerde gebieden.

In een toenemend aantal studies worden deze effecten op landschapsschaal vastgesteld, in Nederland bijvoorbeeld in het LNV onderzoeksprogramma Agrobiodiversiteit (Vosman *et al.*, 2007). Vanwege de veelheid aan gewas-plaag-vijand systemen is het echter niet eenvoudig om deze relaties op landschapsschaal in algemene zin te kwantificeren. Iedere plaagsoort en iedere natuurlijk vijand opereert op een eigen kenmerkende ruimtelijke schaal en wordt op een specifieke manier beïnvloed door kenmerken van het landschap. Opgaande elementen die voor de ene soort een barrière in de dispersie vormen, kunnen voor een andere soort als geleidend element werken. De uitkomsten van veldexperimenten zijn daardoor enkel geldend voor het specifieke bestudeerde systeem. Generalisatie naar een algemeen effect op plaagbeheersing – zoals we dit in deze studie doen – is voorbarig, maar toch kunnen we deze stap wel enigszins onderbouwen door de resultaten voor een groot aantal systemen naast elkaar te zetten.

In een review (Bianchi *et al.*, 2006) worden de uitkomsten van gepubliceerde studies van voor 2007 op een rijtje gezet. In 74% van de studies werden hogere aantallen natuurlijke vijanden en in 45% een lagere plaagdruk gevonden in complexe landschapsmozaïeken met een hoog aandeel 'non-crop' habitats, vergeleken met eenvoudige grootschalige landschappen met weinig natuurlijke habitats. In 80% van de gevallen was de hoeveelheid kruidenrijke vegetatie, in 71% opgaande begroeiing en in 70% de 'patchiness' van het landschap het landschapskenmerk dat gepaard ging met grotere aantallen (actieve) natuurlijke vijanden. In de periode na 2006 is veel nieuw onderzoek beschikbaar gekomen naar relaties plaagbeheersing en landschap (Appendix 2 op pagina 142). Ook deze recente studies laten in meerderheid zien dat diversiteit, aantallen en effectiviteit van natuurlijke vijanden groter zijn in complexere landschappen met meer *non-crop* oppervlakte, en dat de relevante afstandschaal daarbij 500 meter tot enkele kilometers kan bedragen.

Voorkomen van de dienst

Kaarten met de resultaten van de berekeningen op basis van afstanden tot randstructuren, zie figuur 5.1.5.

Maatschappelijke betekenis

Tabel 5.1.5. geeft een overzicht van de akker- en tuinbouwarealen in 2009.

Tabel 5.1.5. Oppervlakte akker- en tuinbouwarealen in 2009, in are en hectare (© Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag/Heerlen).

	Oppervlakte in 2009	
	In are	In ha
Akkerbouwgroenten, totaal	5 172 106	51721
Boerenkool	20 721	207
Erwten (groen te oogsten)	485 535	4855
Knolselderij	122 325	1223
Kroten / rode bieten	41 527	415
Koolraap	14 518	145
Schorseneren	111 817	1118
Spinazie	138 357	1383
Stamsperziebonen	291 995	2920
Suikermais	57 010	570
Tuinbonen (groen te oogsten)	159 738	1597
Uien Uien, totaal	2 602 629	26026
Poot- en plantuien	583 986	5839
Zaaiuien	1 953 126	19531
Zilveruien	65 517	655
Waspeen	243 558	2436
Winterpeen	574 224	5742
Witlofwortel	301 247	3012
Overige akkerbouwgroenten	6 905	69
	Oppervlakte in 2009	
	In are	In ha
Tuinbouwgroenten, totaal	2 409 575	24096
Aardbeien Aardbeien totaal	305 475	3054
Aardbeien, productie	125 441	
Aardbeien, vermeerdering	118 509	
Aardbeien, wachtbed	61 525	
Andijvie	21 044	

	Oppervlakte in 2009	
	In are	In ha
Asperges Asperges, totaal	261 998	2620
Asperges, productie	207 317	
Asperges, nog geen productie	54 681	
Bloemkool	240 026	2400
Bospeen	25 223	
Broccoli	197 874	1978
Chinese kool	15 251	
Komkommerachtigen	48 593	
Knolvenkel / venkel	17 887	
Koolrabi	1 036	
Peulen	5 981	
Prei	292 615	2926
Pronkbonen	510	
Rabarber	35 046	
Selderij, bleek/groen	14 804	
Sla	195 592	1956
Sluitkool Sluitkool, totaal	278 903	2789
Rode kool	61 067	
Groene- / savooiekool	11 167	
Spitskool	40 555	
Witte kool	166 114	
Spruitkool	299 714	2997
Stokbonen	5 935	
Witloftrek	205 599	2056
Overige tuinbouwgroenten	146 068	1461

Benutting van natuurlijke plaagbeheersing leidt in de praktijk tot een verminderd middelengebruik (eindrapportage FAB 2005-2007). Door de extra kosten (monitoring) betekent dit voor de teler echter nog geen financiële verbetering.

Op gebiedsniveau (Hoekse Waard) laat een kosten-baten analyse (VROM, 2007) met tijdshorizon tot 2100 zien dat voor het scenario 'optimale agrobiodiversiteit' de baten van groen-blauwe dooradering de kosten ruim overtreffen (EUR 46.5 miljoen). De kosten betreffen vooral beheerkosten (€ 54.1) en inkomstenderving (€ 9.4); de baten vooral de netwerkenbaten woongenot (€ 61.8) en verervingswaarde (€ 38.4). Uitgespaarde kosten insecticiden vormen slechts een klein deel van de baten (€ 1.4). Baten van losse elementen zijn beperkt tot schoon water (€ 6.8) en vermijden baggerkosten (€ 2.1). Mogelijke baten als gevolg van reductie in middelengebruik, bijvoorbeeld in relatie tot waterkwaliteit en bodemkwaliteit zijn meegenomen als pm.

Uit tabel 5.1.6 blijkt dat insecticiden niet de meest gebruikte middelen zijn in de landbouw.

Tabel 5.1.6. Afzet van chemische bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik (1000 kg werkzame stof). Bron: Plantenziektenkundige dienst (IPD), Centraal Bureau voor de Statistiek.

	2000	2004	2005	2006
Totaal	11 382	10 655	10 704	10 462
Fungiciden/bactericiden	4 925	4 387	4 394	4 141
Herbiciden/loofdoders	3 500	3 592	3 496	3 280
Insecticiden/acariciden	290	248	212	203
Plantengroeiregulatoren	214	218	236	257
Overige middelen	2 453	2 210	2 366	2 580
w.o. grondontsmetters	1 402	1 171	1 406	1 486

Bedreigingen

De biologische bestrijding zoals die hier als ecosysteemdienst is uitgewerkt, wordt geleverd door de GroenBlauwe DoorAdering (GBDA) van het landschap. Het achteruitgaan van de kwaliteit van de GBDA (verarmen structuurrijkdom, randeffecten als drift van bestrijdingsmiddelen, etc) dan wel het verdwijnen ervan zal de (potentiële) omvang van de dienst ondermijnen. De maximaal mogelijke benutting van de dienst wordt bepaald door de ligging van akkers ten opzichte van GBDA. Feitelijke benutting vindt echter alleen plaats wanneer er geen of vrijwel geen pesticiden gebruikt worden op de akker. Natuurlijke vijanden zijn vaak gevoeliger voor deze middelen dan de plaagsoort en ontwikkelen er ook geen resistentie voor.

Het is daarnaast waarschijnlijk dat de dynamiek van de onderliggende multi-trofische (gewas-plaag-natuurlijke vijand) systemen op landschapsschaal beïnvloedt wordt door landschapsbreed gebruik van pesticiden. Dit betekent dat pesticiden gebruik naast verminderde benutting van de dienst in de percelen ook een indirect effect kan hebben op de potentiële omvang van de dienst op de schaal van het landschap.

Versterking van de GBDA en vermindering van het (breed werkende) middelengebruik zijn beleidsdoelen voor het agrarische gebied. Daarnaast is de biologische landbouw sterk in opkomst. Om deze omstandigheden lijkt het vooruitzicht van een verdere ontwikkeling en benutting van deze ecosysteemdienst gunstig.

Streefbeeld

Versterking van de (potentiële) omvang van de biologische bestrijding door:

- verhoging van de dichtheid aan GBDA-elementen in gebieden waar deze dichtheden laag zijn. Daarbij zowel aandacht voor potentiële 'dekking' van akkers als voor de ontwikkeling van een voor natuurlijke vijanden functionerend netwerk van goed verbonden elementen;
- verbetering van de kwaliteit van nieuwe en bestaande elementen als habitat voor natuurlijke vijanden, zowel overwintering, reproductie als dispersie habitat (FAB maatregelen);
- vermindering van pesticide gebruik op landschapsschaal (het betreft ruimtelijke multi-trofische systemen die functioneren op landschapsschaal);
- vergroting van het areaal aan biologische bedrijven.

Versterking van de benutte omvang door:

- bij bedrijfsplannen rekening te houden met ligging GBDA;
- verminderen van pesticidegebruik op perceelniveau, cq overgang naar geïntegreerde of compleet biologische bestrijding.

Optie voor alle veelvoorkomende plaagsoorten in de belangrijkste gewassen?

Natuurlijke plaagbeheersing biedt geen 100% garantie dat plagen niet meer voorkomen. De bereidheid van telers om functionele agrobiodiversiteit in te zetten op hun bedrijf wordt beïnvloed door de mogelijkheden die er zijn om, als een plaag toch optreedt, deze effectief te kunnen onderdrukken met middelen die vriendelijk zijn voor natuurlijke vijanden. In tabel 5.1.7 is voor de belangrijkste plagen in akkerbouw en groenteteelt tentatief aangegeven of er voor deze plagen middelen beschikbaar zijn (biologische bestrijding) die toegepast kunnen worden in biologische landbouw. Voor een uitgebreid overzicht van de plaagsoorten in vollegrondsgroenteteelt, zie (Wingerden *et al.*, 2004).

Tabel 5.1.7. Overzicht van de belangrijkste plaagsoorten in verschillende gewassen. Aangegeven is of er voor de plaagsoort effectieve natuurlijke vijanden bekend zijn, die tevens bevorderd kunnen worden door FAB maatregelen. Ook is aangegeven of er (curatieve) middelen toegelaten zijn voor gebruik in biologische bedrijven. Bronnen: (Wingerden et al., 2004) aangevuld met online bronnen (zie kader op pagina 139).

Gewas	Plaagsoort(groep)	Nat. vijanden	Biol. bestrijding
Mais (Frankrijk)	Maisboorder	sluipwesp	Sluipwesp (Trichogramma brassicae)
Aardappel	Bladluizen	x	Spruzit (werkt beperkt), mogelijk sluipwespen
	Coloradokever	(roofwants)	azadirachtine
	Emelten & ritnaalden		
	Wantsen		
Suikerbiet	Bietenvlieg		
	Bietenkever		
	Bladluizen	x	
	Naaktslakken		
	Emelten & ritnaalden		(feromoonvallen)
Wintertarwe	Bladluizen	x	
	Slakken (Grauwe veldslak)		Ferramolkorrels
			Aaltjes
Peen	Bladluizen	x	
	Wortelvlieg		
Erwt	Bladluizen	x	Spruzit
	Bladrandkever		pyrethrine
	erwtpeulboorder		
	Erwtentrips		
Kool	Rupsen (Koolwitje, kooluil, koolmot)	x	Bt (bacterie Bacillus thuringiensis), niet altijd effectief
	Bladluizen (koolluis)	x	Pyrethrine (alle kolen?)
	Koolvlieg		
	Koolgalmug		
	Trips		Pyrethrine (matig effectief)
	Wittevlieg		
	Grauwe veldslak		Ferramolkorrels
			Parasitair aaltje (Phasmarhabditis hermaphrodita)
Prei	Preimot		
	Trips	x (effectief?)	Pyrethrine en zeepoplossing (matig effectief)
	Mineervlieg		
IJsbergsla	Bladluizen	x	Spruzit
	Rupsen (Gamma-uil)	x	
	Slakken (grauwe veldslak)		
Aardbei	Trips	x (effectief?)	Spruzit, Pyrethrine
	Larven lapsnuitkever (Othiorhynchus spp.)		Aaltjes (Heterorhabditis megidis), schimmel (Metharhizium anisopliae), kippen
	Spintmijt (Tetranychus urticae)	x	Roofmijten (Phytoseiulus persimilis)

In de handleiding beheersing schade (Buizer, 2006) wordt gesteld dat de mogelijkheden om curatief in te grijpen in de biologische teelt beperkt zijn. Voor lang niet alle plaagsoorten zijn biologische bestrijders beschikbaar noch biologische bestrijdingsmiddelen. De in tabel 5.1.7 genoemde toegestane middelen (pyrethrine, azadirachtine en Bt) zijn niet zonder effect op natuurlijke vijanden. Zo is pyrethrine dodelijk voor vele soorten insecten en voor

waterorganismen als vissen, kreeftachtigen en algen. Er resten dan weinig anders dan fysieke maatregelen (afscherming met insectennetten of verwijdering van aangetaste planten). Voor deze teelten is meer te verwachten van preventieve maatregelen, zowel strategische (bedrijfsvoering en -inrichting, waaronder bedrijfshygiëne, vruchtwisseling, bodemstructuur, bevorderen natuurlijke vijanden, bodemweerbaarheid) als tactische (jaarlijkse teeltinrichting waaronder keuze resistente rassen, zaai- of plantbed kwaliteit en afstanden, zaai- of planttijdstippen, bemesting, vochthuishouding).

Tabel 5.1.8. Natuurlijke vijanden van de belangrijkste plaagsoorten. Cursief: de soort heeft weliswaar natuurlijke vijanden, maar het is niet duidelijk of deze in de akkers een plaag effectief kunnen onderdrukken en/of door FAB maatregelen te stimuleren zijn. Bronnen: (Wingerden et al., 2004) aangevuld met online bronnen (zie kader).

Plaagsoort	Natuurlijke vijanden
Bladluizen	Lieveheersbeestjes, zweefvliegen (larven), gaasvliegen (larven), galmuggen (larven), sluipwespen.
Trips	Niet specifieke predatoren: loopkevers, spinnen, kortschildkevers.
Rupsen (groot en klein koolwitje, kooluil, koolmot)	<i>Roofwantsen</i> (Anthocoris, Orius, etc). <i>Roofmijten</i> specifieke sluipwespen (ei- en rups-parasiten) (koolwitje: Cotesia glomerata; kooluil: ei Trichogramma, larve braconidae; koolmot larve: Diadegma) Niet specifieke predatoren: loopkevers, kortschildkevers, oorwormen, gaasvliegen, roofwantsen, vogels
Koolvlieg	<i>Loopkevers, kortschildkevers, sluipwespen</i>
Aardvlo (bladhaantje)	<i>sluipwespen</i>
Emelten (larven langpootmug) en Ritnaalden (larven kniptor)	-
Spintmijt	<i>Roofmijten</i>
Slakken	-

Uit tabel 5.1.8 kan geconcludeerd worden dat er voor veel van de plaagsoorten predatoren of parasieten van nature voorkomen en gestimuleerd kunnen worden door FAB-maatregelen. Treden plagen toch op dan zijn er, in biologische teelten, weinig mogelijkheden curatief op te treden met uitsluitend inzet van natuurlijke vijanden (biologische bestrijding). Selectie en kweek van specifieke natuurlijke vijanden voor (inundatieve) biologische bestrijding lijkt daarvoor dringend nodig.

Enkele online bronnen van informatie over de plaagsoorten en hun (biologische) bestrijding

- Best Practice Gewasbescherming nummer 1. Akkerbouw en vollegrondsgroenten library.wur.nl/way/bestanden/clc/1742659.pdf
- Beeldenbank ziekten, plagen en onkruiden, van GroenKennisNet www.groenkennisnet.nl/databank/8.htm
- Alebeek: documents.plant.wur.nl/ppo/lesmateriaal/agv/agv_plagen.pdf
- Handleiding beheersing schade door schimmels, insecten en slakken in de biologische akkerbouw en vollegrondsgroententeelt 2006. Een gezamenlijke productie van DLV Biologische Landbouw en PPO-AGV. library.wur.nl/way/bestanden/clc/1822951.pdf
- Koolmot: BioKennis bericht feb. 2007 library.wur.nl/biola/bestanden/1838391.pdf
- Spruitkool: Ekoland 6 – 2001, library.wur.nl/artik/ekoland/1619072.pdf
- Natuurlijke plaagbestrijding in aardappelen en granen (N.E. van der Bok, 2007, DLV plant), www.dlvplant.nl/media/documents/akkerbouw/microsoft_word_-_brochure_fab_zeeland_lln.pdf

Risico's verbonden aan FAB

In (Wingerden *et al.*, 2004) worden de kans op plaagbeheersing en het risico van optreden van plagen vanuit de groen-blauwe dooradering geëvalueerd. Zij concluderen dat de kansen de risico ver overtreffen. Mogelijke, beperkte, risico's liggen in het effect van GBDA op wind en

klimaat, en in het mogelijk bieden van alternatieve waardplanten voor plaagsoorten. Door het windbrekend effect kan GBDA de kans op het invangen van sommige migrerende plaagsoorten (met name bladluizen) vergroten; door het ontstaan van een warmer mesoklimaat in de teelt kan GBDA er toe leiden dat de ontwikkelingssnelheid verhoogd wordt. Beide factoren kunnen echter eveneens de populaties natuurlijke vijanden positief beïnvloeden. Voor het risico op het bieden van waardplanten schrijven de auteurs het volgende:

“Voor een vijftal soorten/groepen van plaagdieren kunnen alternatieve waardplanten bron van plaagvorming zijn (Wortelvlieg, Aardbeibloesemkever, Aardvlooien, Koolvlieg, Koolwitjes), bij drie gewasgroepen, nl. Peen, Aardbei en Koolsoorten. Daarnaast is er nog een *mogelijke* bronfunctie van alternatieve waardplanten voor zes andere plaagsoorten/-groepen (Tabakstrips, Bloementrips, Koolmot, Melige koolluis, Groene perzikluis, Bonenspintmijt), bij zes gewasgroepen: Prei, Sperziebonen, Koolsoorten, Sla, Spinazie, Aardbei.”

Met name Schermbloemigen, Kruisbloemigen, Braam, Framboos en Amerikaanse vogelkers kunnen alternatieve waardplanten zijn. Volgens de auteurs kan voor elk van deze groepen het risico van een bronfunctie van GBDA sterk verkleind worden; voor Koolvlieg en Koolwitjes (plaagsoorten in kool) is daarvoor samenwerking op landschapsschaal nodig. Zeker ook vergeleken met de mogelijke bronwerking van percelen zelf (door achterwege blijven van rotatie of door bepaalde soorten groenbemesting) is het risico op plaagvorming vanuit de GBDA klein.

Handelingsperspectief

- Bevorderen geïntegreerde of biologische bestrijding en afbouw inzet breed-werkende gewasbeschermingsmiddelen. Hierin zit een positieve terugkoppeling: de potentiële plaagbeheersing vanuit de groene dooradering wordt benut en tevens wordt deze vergroot doordat het perceel niet meer als een sink voor natuurlijke vijanden fungeert – een effect dat doorwerkt op landschapsschaal.
- Maatregelen die kwaliteit van dooradering als habitat voor natuurlijke vijanden vergroten (overall, is uitgangspunt van de studie!).
- Aanleg van fijne dooradering of elementen met een bronfunctie in gebieden waar geen ‘dekking’ is. Dit kunnen meerjarige akkerranden zijn. Dit kan eventueel ook op gebieds-niveau geregeld worden, wanneer we gebieden kunnen identificeren waar dekking te laag is (maakt meer diffuse maar op landschapskarakter afgestemde maatregelen op gebieds-niveau mogelijk).

Literatuur

- Baveco, J. M. & Bianchi, F. J. J. A. (2007) *Plaagonderdrukkende landschappen vanuit het perspectief van natuurlijke vijanden. Entomologische Berichten*, 67, 213-217.
- Bianchi, F., Booij, C. J. H. & Tschardtke, 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., Goedhart, P. W. & Baveco, J. M. (2008) *Enhanced pest control in cabbage crops near forest in the Netherlands. Landscape Ecology*, 23, 595-602.
- Buizer, B. (2006) Handleiding beheersing schade door schimmels, insecten en slakken in de biologische akkerbouw en vollegrondsgroententeelt. DLV Biologische Landbouw en PPO-AGV, Wageningen.
- LTO-FAB (2007) Eindrapportage FAB 2005-2007. LTO Projecten.
www.lto.nl/media/default.aspx/emma/org/1203869/F827053181/FAB-rapport_webversie.pdf
- Musters, C. J. M., van Alebeek, F., Geers, R., 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.
- Vosman, B., Baveco, J. M., Belder, E. d., Bloem, J., Booij, C. J. H., Jagers op Akkerhuis, G. A. J. M., Lahr, J., Postma, J., Verloop, J. & Faber, J. H. (2007) *Agrobiodiversiteit, kansen voor een duurzame landbouw*. Rapport 165. PRI/Alterra, Wageningen.

VROM (2007) Kosten-Baten Analyse groen-blauwe dooradering Hoeksche Waard. Innoveren in het Nationale Landschap. Ministerie van VROM.
 Wingerden, W. K. R. E. v., Booij, C. J. H., Moraal, L. G., Elderson, J., Bianchi, F. J. J. A., Belder, E. d. & Meeuwsen, H. A. M. (2004) Groen en groente : kansen en risico's groen-blauwe dooradering voor de vollegrondse groenteteelt. Alterra, Wageningen.
 ZLTO (2008) Rapportage LTO FAB II 2008. ZLTO Projecten.

Appendix 1. GIS bestanden (bronnen en akkers)

VIRIS Lengte slootkanten en bermen

Voor de buffer-benadering is enkel aan-/afwezigheid van sloot-/waterkant of berm relevant. Voor de verfijnde analyse is een schatting nodig van de oppervlakte in iedere cel. Dit betekent dat waar de lengte van lijnvormige elementen beschikbaar is, deze omgerekend moet worden naar een oppervlakte, door een gemiddelde breedte aan te nemen. Voor berm en oever is geen directe informatie beschikbaar. Deze worden berekend door eerst een schatting te maken van de grenslengte van respectievelijk water en weg, en vervolgens deze lengte weer om te rekenen naar een oppervlakte door een gemiddelde breedte aan te nemen. In tabel 5.1.9 worden deze aannames samengevat.

Tabel 5.1.9. Overzicht van de categorieën uit het VIRIS-bestand waaruit de aanwezigheid van verschillende randstructuren is afgeleid.

Viris	Omschrijving	Breedte berm	Selectie en bewerking
Slootkanten			
Lyngrep	Greppel		- (lengte in m)
Lynwat03	Sloot 0 tot 3 meter		- (lengte in m)
Lynwat36	Sloot 3 tot 6 meter		- (lengte in m)
Vlkkwat	Vlakkvormig klein water		Beide typen sommeren en dan Lm,
Vlkgwat	Vlakkvormig groot water		output is Vlkwater (lengte in m)
Bermen			
Vlksnelw	Snelweg	5 m	Lm*5
Vlkweg2m	Weg tot 2 m breed	1 m	Lm*1*2
Vlkweg4m	Weg tot 4 m breed	2 m	Lm*2*2
Vlkweg7m	Weg tot 7 m breed	3 m	Lm*3*2
Vlkweggr	Weg, gescheiden rijbanen	5 m	Lm*5
Vlkwegvr	Weg, verbindingroutes	5 m	Lm*5
Vlkiets	Fietspad	1 m	Lm*1*2

Voor vlakkvormig water en alle bermen wordt uit de oppervlakte een gemiddelde (bij benadering) lengte berekend, door toepassing van onderstaande formule voor Lm. Lm wordt berekend door te bepalen wat de minimale en wat de maximale lengte kan zijn, onder de veronderstelling dat de grens tussen water of weg en andere types binnen de cel een rechte lijn is.

$$\text{Minopp} = \text{Min}(\text{opp}, 625 - \text{opp})$$

$$\text{Lm} = \text{CON}(\text{minopp} \text{ NE } 0, ((\text{MIN}((2 * \text{SQRT}(\text{minopp})), 25) + \text{sqrt}(625 + \text{POW}(((2 * \text{minopp})/25.0), 2)))/2), 0)$$

Brede wegen hebben brede bermen, maar daarvan ligt er waarschijnlijk één in de cel. Smallere wegen hebben smallere bermen, maar die liggen vaak allebei in de cel. Door de verschillende typen bij elkaar op te tellen zullen er dubbeltellingen plaatsvinden! Fietspaden en parallelwegen hebben vaak bermen gemeenschappelijk met de wegen waarnaast ze liggen. Hetzelfde geldt voor sloten en greppels in relatie tot wegen.

Extent van output wordt: Left 0, right 280000, bottom 300000 en top 625000 (13000 rows, 11200 columns).

Slootkant: Lyngrep + Lynwat03 + Lynwat36 (lengte in m)

Water: Vlkwater (Lm in m)

Bermen: Vlkswelw + Vlkweg2m + Vlkweg4m + Vlkweg7m + Vlkweggr + Vlkwegvr + Vlkfiets (geschat oppervlakte berm, in m²)

VIRIS Oppervlakte bosrand

Oppervlakte loofbos, naaldbos, gemengd bos en populierenbos in VIRIS opgeteld en alle cellen gezocht die bos bevatten (maakt niet uit hoeveel) en grenzen (ook diagonaal) aan cellen die geen bos bevatten. Voor de cellen die in de selectie zitten wordt de gesommeerde oppervlakte bos genomen.

VIRIS Opgaande begroeiing in GBDA

Selectie van alle lijn- en vlakvormige elementen met opgaande begroeiing en een breedte niet groter dan 25 meter. Basisbestand VIRIS: Oppervlakte van deze twee bij elkaar opgeteld.

Landgebruiksbestand

Voor de arealen van de verschillende soorten akkers is het LGN5 bestand gebruikt, eveneens een rasterbestand met celgrootte van 25 bij 25 m.

Appendix 2. Studies gepubliceerd na Bianchi *et al.*, 2006

Reference	Measurement	Species	findings
Bianchi <i>et al.</i> 2008	parasitism	<i>Diadegma</i> spp. parasitoids of <i>Plutella xylostella</i> (Diamondback moth); Brussels sprouts (organic)	Positive relationship with forest edge (1000 m), forest (5000 m), verges (500 m)
Boccaccio & Petacchi, 2009	parasitism	3 parasitoids of <i>Bactrocera oleae</i> (Olive fruitfly); olive orchards	Positive relationship with woodlots within 250 - 1000 m and negative with fragmentation
Clough <i>et al.</i> 2005	activity density, species richness	spider spp.; winter wheat (organic and conventional)	More species found in field edges & in heterogeneous landscapes; region and local management (organic/conventional) no effect
Clough <i>et al.</i> 2007a	species richness, incidence	herbivores and their parasitoids on <i>Cirsium arvense</i> ; wheat fields (organic and conventional)	species richness higher in organic fields & in heterogeneous landscapes (1000 m)
Clough <i>et al.</i> 2007b	activity density, species richness	<i>staphylinid</i> spp. (beetles); winter wheat (organic and conventional)	Density predators higher in conventional; detritivores higher in organic! No effects of landscape context found! Higher density near field edge (spill-over effect)
Eilers & Klein, 2009	parasitism	<i>Amyelois transitella</i> (Navel orange worm); Almond orchards (California)	parasitism higher with increasing proportion natural habitat and understory ground cover with vegetation
Farwig <i>et al.</i> 2009	pollination, seed predation, insect scavenging	in grassland	Pollination success, seed predation and insect scavenging negatively affected by isolation. No effect of variation in woody or open semi-natural habitat cover.
Haenke <i>et al.</i> 2009	species richness, abundance	hoverfly spp.; broad and narrow sown flower strips, in naturally developed grassy strips and in wheat fields (as a control)	More Aphidofagous species in flowerstrip; also spill-over to wheat. In structurally simple landscapes (500-1000 m) species concentrate in flowerstrips. In complex landscapes overall diversity seems important.

Kleijn & Langevelde, 2006	species richness, abundance	bee and hoverfly spp.; stream banks	Only flower abundance and the area of semi-natural habitats within 500–1000m were significantly related to species richness of hoverflies and bees. No impact of linear elements. Flower abundance had positive effects on hoverfly species richness only in areas with relatively many semi-natural habitats - a more positive effect on bee species richness in landscapes with few semi-natural habitats compared to landscapes with more semi-natural habitats. Importance of landscape context for the species richness of flower visiting insects may depend upon the quality of the habitat patches.
Oberg, 2009	body condition and fecundity	wolf spider (<i>Pardosa</i>) spp.; different crops (organic and conventional)	<i>Pardosa</i> females caught in fields situated in landscapes dominated by large fields of annual crops (500 m) had superior body condition. Due to less competition for available resources? Farming practice had no effect on either body condition or fecundity measures.
Rand & Tschamtko, 2007	density	<i>Microlophium carnosum</i> (Aphid) and natural enemies on <i>Urtica dioica</i>	Nettles and specialized aphid herbivore more abundant in complex landscapes (1000 m). Aphid specialists (parasitic wasps and cecidomyiid midges) higher densities in complex landscapes (with higher nettle aphid densities). In contrast, densities of generalists (coccinellid beetles and spiders) higher in simple landscapes, presumably due to spillover of generalists from surrounding cropland habitats. Natural enemy-prey ratios did not differ significantly across landscape types for specialist groups but were significantly higher in simple than complex landscapes for generalist groups, suggesting that enemy pressure on nettle aphids likely increases with landscape simplification.
Ricci <i>et al.</i> , 2009	abundance	<i>Cydia pomonella</i> (Codling moth); orchards (pear and apple, organic and conventional)	Number of codling moths lower in orchards within a high orchard density area. Mostly due to the density of conventional orchards and thus to the intensity of insecticide treatments? No particular effect of abandoned or organic orchards. In 2006, the number of codling moths was also significantly lower in a focus orchard when the hedgerow network acted as a protection against the prevailing wind. Finally, major effects of landscape variables on the number of codling moths were observed for distances of less than 150 m from the focus orchards, suggesting that codling moth management should be organised over areas of about 16 ha.
Schmidt <i>et al.</i> , 2008	species richness, activity density	spider spp.; winter wheat (organic and conventional)	Local species richness enhanced by non-crop habitats on a landscape scale. The overall densities of wolf spiders (Lycosidae), long-jawed spiders (Tetragnathidae), crab spiders (Thomisidae), and dwarf sheet spiders (Hahniidae) increased significantly in landscapes with high percentages of non-crop habitats. Out of the 40 species tested, 19 responded positively to the percentage of non-crop habitats in the surrounding landscape, and five negatively. Depending on the species, the spatial scales with the highest explanatory power ranged from 95 m to 3 km radius around the study fields, potentially reflecting dispersal distances.
Thies <i>et al.</i> , 2008	herbivory, parasitism	<i>Meligethes aeneus</i> (Pollen beetle) with 3 parasitoids; Brassica napus (oilseed rape)	Parasitism by specialized parasitoids decreased following rape crop expansion, and increased following rape crop reduction, indicating interannual dilution and crowding effects. In contrast, herbivory by rape pollen beetles did not respond to these landscape changes due to crop rotation, supporting the concept that specialist natural enemies are more affected by changing environments than their host or prey. When expansion of rape crop area between years exceeded 5% of the landscape (750 m), parasitism rates dropped below a threshold value of about 35%, below which classical biological control has rarely been reported.

Vollhardt <i>et al.</i> 2008	species richness, density	cereal aphid parasitoid spp.; winter wheat fields	Landscape structural complexity (within 500 m) had no effect on aphid parasitoid species diversity. In complex landscapes (>50% semi-natural habitats; n = 6) 12 and in simple landscapes (>80% arable land; n = 6) 11 species were found; 9 species occurred in both landscape types. Arable fields in highintensity agricultural landscapes with little non-crop area can support a similar diversity of cereal aphid parasitoids as structurally complex landscapes. This finding suggests that cereal aphid parasitoids may find necessary resources even in simple landscapes, making generalisations concerning the relationship between landscape composition and biodiversity in arable fields difficult.
---------------------------------	------------------------------	---	---

References (behorend bij Appendix 2)

- Bianchi, F. J. J. A., P. W. Goedhart, and J. M. Baveco. 2008. Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. *Landscape Ecology* 23:595-602.
- Boccaccio L, Petacchi R (2009) Landscape effects on the complex of *Bactrocera oleae* parasitoids and implications for conservation biological control. *Biocontrol* 54: 607-616.
- Clough, Y., A. Kruess, D. Kleijn, and T. Tscharntke. 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32:2007-2014.
- Clough, Y., A. Kruess, and T. Tscharntke. 2007a. Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology* 44:22-28.
- Clough, Y., A. Kruess, and T. Tscharntke. 2007b. Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118:285-290.
- Eilers EJ, Klein AM (2009) Landscape context and management effects on an important insect pest and its natural enemies in almond. *Biological Control* 51: 388-394.
- Farwig N, Bailey D, Bochud E, Herrmann JD, Kindler E, Reusser N, Schuepp C, Schmidt-Entling MH (2009) Isolation from forest reduces pollination, seed predation and insect scavenging in Swiss farmland. *Landscape Ecology* 24: 919-927.
- Haenke S, Scheid B, Schaefer M, Tscharntke 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
- Kleijn, D., and F. van Langevelde. 2006. Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 7:201-214.
- Öberg S (2009) Influence of landscape structure and farming practice on body condition and fecundity of wolf spiders. *Basic and Applied Ecology* 10: 614-621.
- Rand, T. A., and T. Tscharntke. 2007. Contrasting effects of natural habitat loss on generalist and specialist aphid natural enemies. *Oikos* 116:1353-1362.
- Ricci B, Franck P, Toubon JF, Bouvier JC, Sauphanor B, Lavigne C (2009) The influence of landscape on insect pest dynamics: a case study in southeastern France. *Landscape Ecology* 24: 337-349.
- Schmidt, M. H., C. Thies, W. Nentwig, and T. Tscharntke. 2008. Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 35:157-166.
- Thies, C., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2008. Interannual landscape changes influence plant-herbivore-parasitoid interactions. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125:266-268.
- Vollhardt, I. M. G., T. Tscharntke, F. L. Wäckers, F. J. J. A. Bianchi, and C. Thies. 2008. Diversity of cereal aphid parasitoids in simple and complex landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 126:289-292.

Aanhangsel 5.2 Niet-kerende grondbewerking: duurzaam bodembeheer door gebruik van Functionele AgroBiodiversiteit

De visie van onderzoeker Jack Faber, Alterra Wageningen UR (interview door Dick Melman in de zomer van 2010).

“Niet-kerende grondbewerking bevordert ecosysteemdiensten van de bodem: de boer kan meer profijt krijgen van wat de bodem te bieden heeft, tegen minder ingrepen, minder kunstmest en minder bestrijdingsmiddelen. Bodemgebruik in de conventionele landbouw kan duurzamer.”

Dat is de mening van Jack Faber, die bij Alterra de betekenis onderzoekt van het bodemleven voor een goede bodemkwaliteit voor landbouw en natuur. “Regenwormen geven een mooie bodemstructuur doordat ze plantmateriaal onderwerken en de organische stof verspreiden door het profiel. Schimmels en bacteriën worden zo gestimuleerd in hun activiteit en maken meer nutriënten beschikbaar voor de plant. De grond krijgt een rulle structuur, met veel poriën tussen de korrels en kluiten. Mycorrhiza en andere schimmels maken met de wormen dat organische stof ten dele wordt vastgelegd in ‘aggregaten’ van verschillende grootte. Dat is alles bij elkaar goed voor de groei en vitaliteit van landbouwgewas, en ook voor wateropname en afvoer door de bodem bij overvloedige neerslag of juist de afgifte van water ten tijde van droogte. Mooi meegenomen is ook dat zonder ploegen koolstof beter wordt vastgelegd in de bodem; dat betekent minder broeikasgas in de atmosfeer. Verschillende soorten regenwormen, microorganismen en ander bodemleven zorgen met elkaar voor gunstige condities in de bodem zodat die goed geschikt is voor landbouwkundig gebruik.”

Voor wie is deze boodschap nieuw?

Deze teeltondersteunende diensten van het leven in de bodem lijken bij veel conventionele akkerbouwers onbekend. ‘Functionele agrobiodiversiteit’ (FAB) is beter bekend van de natuurlijke ziekte- en plaagwering die uitgaat van bloemrijke akkerranden. Daar wordt in Nederland dan ook meer ervaring mee opgedaan, bijvoorbeeld met de grootschalige pilot in de Hoekse Waard. Onbekendheid met de betekenis van FAB in de bodem hangt samen met de onzichtbaarheid van het meeste bodemleven, en het gebrekkige landbouwkundige onderwijs op dit punt.

Maar de praktijk kan sneller zijn dan de theorie. Het punt is dat FAB in de bodem niet goed samengaat met een vorm van landbouw die zich kenmerkt door intensieve grondbewerking en het aanwenden van grote hoeveelheden kunstmest en gewasbeschermingsmiddelen. Het bodemleven heeft daar van te lijden, en dat resulteert concreet in minder schimmels, mycorrhiza en regenwormen. Precies die groepen die zo belangrijk zijn voor FAB. Dat weten we van ruim 10 jaar landsdekkend onderzoek op zo’n 250 bedrijven, en uit internationaal onderzoek. We weten ook wat eraan te doen om de situatie te verbeteren. In tegenstelling tot de bovengrondse ziekte- en plaagwering waar boeren iets kunnen *doen* (nl. randzones (bijv. akkerranden) aanleggen en goed beheren), zouden zij voor meer FAB in de bodem juist iets moeten *laten*. “Stoppen met ploegen” is het devies van Faber. Niet-kerende grondbewerking (NKG), of althans minder intensieve varianten van kerende grondbewerking (zoals ‘*ridge-tillage*’, ‘*conservation tillage*’²⁷) geven veel minder verstoring voor FAB-organismen in de bodem, zodat deze in beduidend grotere aantallen kunnen voorkomen. Dan ontstaat vanzelf meer natuurlijke bodemvruchtbaarheid en minder verliezen van nutriënten, met minder behoefte aan kunstmest

²⁷ De taalarmoede is typerend...

en gewasbescherming. Minder milieubelasting, dus. Dat is de reden waarom deze systemen sinds kort worden gepropageerd door de Food and Agriculture Organization van de Verenigde Naties als bruikbaar concept voor meer duurzame landbouw. Ons eigen Ministerie van EL&I financiert beleidsondersteunend onderzoek om de effectiviteit van FAB in relatie tot grondbewerking uit te zoeken.



Niet-kerende grondbewerking in de praktijk. Een rulle bovengrond wordt verkregen, zonder dat het bodemleven in de onderlaag zwaar wordt verstoord. Wormen, nuttige bodemschimmels ed blijven grotendeels gespaard.

Zijn er ervaringen in het buiten- en binnenland?

In het buitenland wordt al sinds lange tijd ervaring met 'no tillage' opgedaan. In Brazilië bijvoorbeeld werkt 70% van de boeren zonder ploeg, en in de USA is de grootschalige teelt van granen niet-kerend. Ook in de ons omringende landen zie je het steeds meer. Nederland blijft daarbij een beetje achter. Dat zal de wet van de remmende voorsprong zijn, of misschien wel omdat ons land zo vlak is. In Zuid-Limburg is namelijk al wel langer NKG toegepast, en wordt het nu ook door de Provincie gesubsidieerd omdat de betere bodemstructuur minder schade en overlast door erosie en overstroming geeft. Wijnand Vogels in Schinnen is de akkerbouwer met de langste NKG-historie, ik meen zo'n 21 jaar op het eerste perceel, en het gaat hem goed. Zijn voorbeeld heeft veel navolging in de streek gekregen, en straalt nu ook uit over de provinciegrenzen heen. Overal in het land neemt de belangstelling toe. Zo waren er ruim 3.000 bezoekers voor de demonstraties van niet-kerende grondbewerking tijdens de Ruwvoerdagen op de Waiboerhoeve in Lelystad op 10 en 11 juni [2009]. Links en rechts in het land zie je individuele boeren "om gaan": van een aardappelteler op zware klei in NO-Groningen tot graanboeren op zand in Drenthe. Dat geeft aan dat er een omslag kan komen, wanneer boeren overtuigd worden dat een op FAB-gerichte werkwijze ook voor hun bedrijfstype een profijtelijke weg kan zijn. Want milieuvriendelijkheid en een rijk bodemleven zullen op zichzelf onvoldoende drijfveer zijn, het gaat de boer in de eerste plaats toch om het eigen inkomen. En terecht: duurzaamheid heeft niet alleen betrekking op het milieu, maar ook op de mens en zijn inkomen; *'people, planet, profit'*²⁸.

²⁸ Ik hou zelf meer van de term *'prosperity'*, maar zie je nauwelijks meer gebruikt worden

Kan NKG financieel wel uit? Ploegen is niet voor niets uitgevonden.

Ja, is het antwoord van Faber. NKG kan worden uitgevoerd met minder arbeidsgangen, zodat wordt bespaard op brandstof en personeel. De kosten per hectare kunnen op deze manier flink worden teruggebracht, vooral nu de diesel zo duur betaald wordt. Hoe de gewasopbrengst onder NKG zich verhoudt tot conventioneel is minder duidelijk: hierover zijn de resultaten zeer uiteenlopend, van positief tot negatief.

Zijn er dan andere bezwaren waarom de meeste boeren het dan toch nog bij het oude laten?

Daar worden inderdaad diverse argumenten voor aangevoerd. NKG geeft onkruid. NKG kan ook niet overal, ploegen is noodzakelijk bij de teelt van hakvruchten op zware grond. NKG vraagt investering in nieuwe apparatuur (die bovendien moeilijk in Nederland te verkrijgen is). NKG geeft opbrengstverlies. De validiteit van deze argumenten voor de boer berust vaak op eigen ervaring. Objectief gezien moet een genuanceerder beeld worden gehanteerd. Nog afgezien van het heersende normbesef dat een akker er aangeharkt bij moet liggen om niet voor een "slordige" boer te worden versleten. In ons land waar de ervaring met NKG nog beperkt is, bestaat nog veel ruimte voor subjectiviteit.

Objectief is wel duidelijk dat het NKG-systeem niet van de ene dag op de andere beter functioneert. Uit de vele tientallen wetenschappelijke publicaties over *no tillage* in gematigde streken kan bijvoorbeeld worden opgemaakt dat het organisch stofgehalte van de bodem onder NKG over de gehele bouwvoor groter is dan onder *conventional tillage*, maar pas na zo'n 6 tot 8 jaar. Direct na omschakeling naar NKG is sprake van een overgangssituatie, gekenmerkt door onvoorspelbaarheid. Op den duur komt het dus wel goed, ook met die bodemstructuur en waterhuishouding. Het is een zaak van lange adem en volhouden. Voor de geïnformeerde boer is deze *bottleneck* een laatste drempel om over te stappen. Er is een bedrijfsrisico als het succes van NKG op korte termijn zo onduidelijk is. Wegen de besparingen op brandstof, arbeid en tijd op tegen mogelijke opbrengstverliezen?

Wat moet er gebeuren om de benutting van FAB verder te brengen?

Het beleidsveld agrobiodiversiteit is nog jong; en de oriëntatie op kennis speelt nog een grote rol. Al met al zou op verschillende "fronten" ingezet moeten worden om het thema verder te brengen en eerder genoemde drempels voor de praktijk te slechten.

Kennisontwikkeling

Er is veel buitenlands onderzoek en ervaringsdeskundigheid. Voor de specifiek Nederlandse situatie is aanvulling en validatie gewenst. Er is meer, genuanceerde kennis nodig om voor een grote reeks verschillende situaties (grondsoort, gewas, teeltsysteem, wijze van grondbewerking) de mechanismen te begrijpen, en resultaten beter te kunnen generaliseren. De voorspelbaarheid van de effectiviteit van maatregelen is beperkt. Daartoe worden hier en daar al pilotstudies uitgevoerd, soms met subsidie van de overheid, soms op eigen initiatief van samenwerkende boeren. Maar dat zouden er flink meer moeten zijn, en op overtuigende schaal en van voldoende (financieel gegarandeerde) proefduur. Onderzoek zou ook veel meer causaal-analytisch en experimenteel moeten worden opgezet, om werkingsmechanismen te achterhalen en zo beter begrip en sturingsperspectief te genereren. Er gebeurt betrekkelijk veel beschrijvend onderzoek op een te kleine schaal en van te korte duur; dergelijk onderzoek is onvoldoende wetenschappelijk overtuigend en voegt aan het debat weinig meer toe. Verder zou enige landelijke coördinatie van de activiteiten de efficiëntie ten goede komen.



Het perspectief van niet-kerende bodembewerking wordt versterkt als het kan worden gekombineerd met meerdere voordelen, bijvoorbeeld besparing op kosten voor ploegen en bestrijdingsmiddelen en een beter watervasthoudend vermogen.

Kennisoverdracht

Er is meer kennisoverdracht nodig om bestaande kennis op grotere schaal bij de boer te krijgen. Het stimuleringsprogramma agrobiodiversiteit en duurzaam bodembeheer (SPADE) is opgezet om dit op korte termijn te realiseren. Het zou goed zijn om de effectiviteit van de hier gevolgde aanpak met kennismakelaars, brochures en website binnenkort eens te evalueren. Gericht op de toekomstige generatie wordt in het agrarisch onderwijs het studieprogramma uitgewerkt met betrekking tot het thema FAB. Meer inzet op ontwikkeling van lesmateriaal en bijscholing van onderwijzend personeel lijkt wenselijk.

En dan is er nog het ‘*European Learning Network on Functional Agrobiodiversity*’ dat vooral op het internationale vlak streeft naar uitwisseling van ideeën en ervaringen rond beleidsvorming op het thema. Hier is financiering van het netwerk door de internationale partners een probleem, hetgeen duidt op een vooralsnog lage prioritering van het onderwerp.

Ontwikkeling beleidsinstrumenten op inhoud en proces

Inhoudelijk gezien wordt er door VROM en LNV (thans ministeries van I&M en EL&I) ingezet op een stelsel van referentiebeelden voor biologische bodemkwaliteit, die, uitgewerkt naar specifieke combinaties van grondsoort en bodemgebruik, te interpreteren zijn als richtingwijzers bij het transitieproces. De referentiebeelden geven een beeld van de bodembiodiversiteit en activiteit in een voor die situatie duurzaam gebruikte bodem. Zes van de tien huidige referentiebeelden staan voor agrarische combinaties: akkerbouw en veehouderij op zand, klei, veen of löss. In grote lijnen is een agrarisch referentiekader daarmee al neergezet. De volgende stap waaraan nu gewerkt wordt is het uitwerken van het handelingenperspectief voor bodemgebruikers (in casu: de boeren) om meer profijt te kunnen maken van de ecosystemendiensten van de bodem (in casu: die diensten die berusten op FAB).

Om het transitieproces te faciliteren, zijn subsidieregelingen in het leven geroepen. Voor de aanleg van bloemrijke akkerranden (“FAB-randen”) die kunnen bijdragen aan natuurlijke ziekte- en plaagwering, en voor NKG in Limburg om erosie tegen te gaan. FAB-randen lijken

vooral nog succesvol in termen van ziekte- en plaagwering, omdat het gebruik van bestrijdingsmiddelen omlaag gaat. Dat zal op termijn doorwerken in een betere kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Daarnaast zijn deze akkerranden een verfraaiing van het landschap en geven daarmee een impuls aan recreatie en prijzen van onroerend goed. Maar het moet ook opgemerkt worden dat bij het wegvallen van de subsidieregeling de meeste randen net zo snel weer zullen verdwijnen als ze gekomen zijn, eenvoudigweg omdat het rendement voor de boer zonder die compensatie negatief uit pakt. Omdat kosten en profijt bij verschillende maatschappelijke groeperingen liggen, zijn subsidieregelingen vooral nog cruciaal om boeren te prikkelen tot een FAB-gerichte bedrijfsvoering. Ik zou daarbij willen opmerken dat de financiering van rijksoverheidswege nog eenzijdig wordt ingezet op akkerranden; het valt te overwegen om ook steun te geven bij omschakeling naar NKG.

Meer structurele financiering van FAB-gerichte landbouwpraktijken zou moeten worden gezocht in de vorm van stakeholderparticipatie. Maatschappelijke partijen die mee profiteren kunnen worden aangesproken op bekostiging van agrarische investeringen voor FAB die tegelijkertijd bevorderlijk zijn voor ecosysteemdiensten die voor deze partijen interessant zijn. Hier liggen kansen voor een decentraliserende overheid. Financieringsregelingen voor FAB zouden ook te baseren zijn op verminderde kosten voor mitigerende maatregelen bij bijv. drinkwaterwinning en natuurbeheer, of op een deel van de meerwaarde van onroerend goed en landschapsrecreatie. Verdere beleidsontwikkeling zie ik dan bij voorkeur ook gemaakt in overleg met maatschappelijke partners: met belangenorganisaties, waterschappen, terreinbeheerders, provinciale landschappen, etc., en met individuele burgers.

Tot slot, wat is je hartekreet?

Ik ben de 50 gepasseerd, maar zou het graag nog voor mijn pensioen willen meemaken dat een grootschalige overstap naar NKG of tenminste *conservation tillage* ook in Nederland een feit is. 70% Van het land heeft een agrarische bestemming; stel je eens voor: een breed ingevoerde, op FAB en ecosysteemdiensten gerichte, en door stakeholders meegefinancierde bedrijfsvoering in de landbouw is een enorme stap richting duurzamer Nederland. Met als resultaat daarnaast een mooi landschap met meer biodiversiteit en een schoner milieu. En, vooral ook, resulterend in stabielere productie en kwaliteit (minder kwetsbaar voor ziekten en plagen, minder pesticiden residuen) voor de landbouw, en in meer decentraal beleid en bestuur met zelfregulerende regionale processen. Ik heb goede hoop dat het gaat lukken.

Bijlage 6 Bestuiving

Samenvatting

Inzichten

- (1) Bestuiving door insecten is een vitaal element in de voedselproductie. In Nederland gaat het om hardfruit, zachtfruit, aardbeien, tomaten, e.d. Een substantieel deel van de productie van deze gewassen is hiervan afhankelijk. Bulkproducten zoals aardappelen en granen zijn daarentegen niet afhankelijk van insectenbestuiving.
- (2) De bestuiving wordt voor een belangrijk deel door de honingbij verzorgd. Daarnaast spelen ook wilde bijensoorten en zweefvliegen een rol.
- (3) De bijbehorende oogstwaarde die van bestuiving afhankelijk is wordt, op basis van internationale studies, voor Nederland (indicatief) geschat op circa 1 miljard euro per jaar. Het leeuwendeel van de bestuiving wordt door de honingbij verzorgd. Het aandeel van wilde soorten wordt geschat op 17% daarvan, ofwel circa 190 miljoen euro per jaar.
- (4) De instandhouding van bestuiving in Nederland is van belang zowel voor de voedselproductie als voor het voortbestaan van een aantal in het wilde voorkomende plantensoorten. Versterking van de bestuiving kan langs twee lijnen tot stand komen: (i) versterking positie honingbij; (ii) versterking inbreng wilde bestuivende soorten (wilde bijen en zweefvliegen).
- (5) In Nederland komt de honingbij niet meer als wilde soort voor. De soort is volledig van imkeractiviteiten afhankelijk. Er zijn momenteel problemen met het houden van bijen (ziektes). Het is onzeker of de honingbij voor Nederland kan worden behouden. Er is een aantal factoren die stress veroorzaken. Aannemelijk is dat de honingbij beter zal gedijen, wanneer het pesticidengebruik beperkt is en het voedselaanbod continue en gevarieerd is.

Boodschappen en perspectief

- (1) Een alternatief voor de honingbij wordt mogelijk gevormd door inlandse wilde bijensoorten; het gebruikmaken van importbijen levert een groot ecologisch risico. Ook voor het gebruikmaken van wilde bestuivende soorten geldt de voorwaarde van een beperkt insecticidegebruik en een continue, gevarieerd voedselaanbod.
- (2) Wanneer meer van wilde bijen gebruik wordt gemaakt, vergt dat aandacht voor een geschikte omgeving waarin ze kunnen verblijven, foerageren en zich voortplanten. Het is aannemelijk dat dit kan worden gerealiseerd met behulp van een dicht bij het teeltareaal gelegen zone met opgaande begroeiing, en/of stroken met honing- en stuifmeeldragende soorten.
- (3) Een eerste indicatie voor de huidige potentie voor huisvesting van wilde bijensoorten voor bestuivinggevoelige gewassen wordt gevormd door een landelijke kaart waarop deze gewassen in combinatie met opgaande begroeiing worden aangegeven.
- (4) Om de perspectieven van bestuiving scherp te krijgen, is in de eerste plaats (korte termijn) onderzoek nodig naar de honingbij (factoren die de achteruitgang veroorzaken) en in de tweede plaats (lange termijn) onderzoek naar wilde soorten (habitatonderzoek en bestuivende kwaliteiten).
- (5) Het ligt voor de hand om het bevorderen van bestuiving te koppelen aan maatregelen voor biologische plaagbestrijding.

Uitwerking

Inleiding

Bestuiving van voedselproducerende soorten is een intrigerend verschijnsel. Het maakt zichtbaar dat – hoezeer de mens ook zijn best doet – voor de productie van een aantal belangrijke land- en tuinbouwgewassen de activiteit van bestuivende insecten noodzakelijk is. Dat insecten essentieel zijn voor bestuiving, is ontdekt door de botanicus Josef Gottlieb Kölreuter (1733-1806) uit Baden, een van de grondleggers van de ontrafeling van de bloembiologie (Mayr, 1986).

Bestuiving gebeurt door allerlei insecten, zoals mieren, vliegen, vinders, kevers en bijen (honingbijen, hommels en solitaire bijen). Voor de bestuiving van land- en tuinbouwgewassen worden vooral gehouden honingbijen en geteelde insecten ingezet. De honingbij is daarbij veruit de belangrijkste. De honingbij wordt al duizenden jaren gehouden: van de Egyptenaren zijn al lemen bijenkorven bekend. Het ging echter in die tijd niet om de bestuiving, maar om de honing en was. Honing is millennialang de belangrijkste zoetstof geweest met als gevolg dat bijenhouders in het verleden een belangrijke maatschappelijke positie innamen. Zo is bekend dat in de middeleeuwen speciale gildes van bijenhouders bestonden (zie bijvoorbeeld members.chello.nl/j.brand17/bijen.htm)

Van ecosysteemfunctie naar ecosystemedienst

Met de introductie van suiker als zoetstof (suikerriet, suikerbiet) heeft de positie van honing als zoetstof aan betekenis ingeboet: na 1850 loopt het aantal gehouden bijenvolken in ons land dan ook gestaag terug, van 200.000 in 1850 naar nu 80.000 in de zomer en 40.000 in de winter (Blacquiere, 2009). Tegelijkertijd stijgt het onderkende belang van de honingbij als bestuiver voor voedselgewassen. Sinds 1900 worden imkerij hiervoor bewust ingezet. Op dit punt zien we dus een interessante ontwikkeling: de ontwikkeling van een ecosysteemfunctie naar een ecosystemedienst, een ontwikkeling die nog volop gaande is. Tegelijkertijd zien we dat de oorspronkelijke door bijen geleverde dienst, de honing- en wasproductie aan betekenis heeft ingeboet.

Bestuiving door insecten is een essentiële input in de productie van talloze cultuurgewassen. Van de ongeveer 300 commerciële gewassen wordt er wereldwijd 84% door insecten bestoven. Insecten blijken uiteindelijk verantwoordelijk voor 80-85% van alle 'bestoven' hectares waarop deze gewassen worden verbouwd (fruitbomen, groenten, oliezaden, etc.). Het gaat hier om ongeveer éénderde van de mondiale voedselproductie (Allsopp *et al.*, 2008; Gallai *et al.*, 2009).²⁹ Van alle insecten is de honingbij verreweg de belangrijkste bestuiver van cultuurgewassen. Daarnaast wordt ook gebruik gemaakt van enkele hommelssoorten, wilde bijen- en vliegensoorten, met name in enkele kasteelten. Ook in het openbare groen en in de natuur is de rol van bestuivers zeer groot. Geschat wordt dat 80% van de wilde soorten (in Europa) van bestuiving afhankelijk is (Blacquiere, 2009). Voor veel soorten hiervan geldt dat de relatie tussen plantensoort en bestuiver zeer specifiek is en een belangrijke *driver* is bij

²⁹ Opvallend genoeg wordt een groot deel van ons dagelijks voedsel (de zogeheten 'staple foods') *niet* door insecten bestoven. Het betreft hier vooral de hoofdbestanddelen van een dagelijkse maaltijd, zoals granen, rijst en aardappelen. Deze gewassen planten zich voort door onder meer zelfbestuiving of windbestuiving. Allsopp *et al.* (2008: p. 1) stellen daarom: "...there is a bias where values ascribed to insect pollination come from high-value per unit crops (i.e. fruits, nuts, hybrid seed, and intermediate goods for the livestock and dairy industries)." Het is volgens verschillende onderzoekers dus nog maar de vraag of de voedselzekerheid bedreigd wordt wanneer bestuivende insecten verder in aantal afnemen of helemaal uitsterven (alhoewel ze hierbij erg gemakkelijk voorbij gaan aan het feit dat de mens afhankelijk is van een gevarieerd dieet).

soortsvorming (Rieseberg en Willis, 2007; maar zie ook Darwin, 1877). In hun voortbestaan lijken plant en bestuiver aan elkaar te zijn verbonden (Bond, 1994; 1995).

Positie van de imkerij ten opzichte van 'natuurlijke' bestuivers

Als wilde soort komt de honingbij in Nederland niet meer voor. Het voortbestaan is nu verbonden met de imkerij. De honingbij is daarmee feitelijk een huisdier, vergelijkbaar met koeien en schapen. In dat opzicht komt bestuiving door de honingbij als ecosysteemdienst in een opmerkelijke positie. Deze dienst wordt niet door 'de natuur' geleverd maar door een huisdier, aanvankelijk als nevenfunctie bij het honing verzamelen, maar de laatste eeuw steeds meer als hoofdfunctie. In de huidige situatie is de imkerende mens daarbij onontbeerlijk. Voor de bestuiving door de overige, wilde soorten geldt wel dat deze (in principe) buiten de mens om tot stand komt. Blacquiere (2009) komt op basis van literatuur tot een globale schatting dat 17% van de bestuiving door deze wilde soorten wordt verzorgd. Deze schatting van het belang van wilde bestuivers moet met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd. Zo bestaan er sterk afwijkende schattingen over het relatieve belang van wilde bestuivers ten opzichte van honingbijen (zie bijvoorbeeld Winfree *et al.*, 2008). Deze schattingen zijn bovendien niet specifiek voor Nederland gemaakt.

Hoe belangrijk is bestuiving in de Nederlandse land- en tuinbouw?

Voor een groot aantal sectoren in de Nederlandse land- en tuinbouw is bestuiving door insecten van belang. Het gaat om de fruit-, groente- en zaadteelt. Geschat wordt dat jaarlijks 30.000 bijenvolken in de fruitteelt worden ingezet, 3.000 voor bestuiving van groenten onder glas en 2.000 in de zaadteelt. Hommels worden vooral ingezet voor bestuiving van glastomaten (Blacquiere, 2009). Het totale areaal waar bestuivers worden ingezet bedraagt zo'n 25.000 ha (tabel 6.1).

Tabel 6.1. Areaal land- en tuinbouwgewassen waar actief van bestuiving gebruik wordt gemaakt (Bron: Blacquiere 2009).

Buitenteelten					
Gewas	Oppervlakte (2007) ¹	Volken/ha	N week	Totaal volken X week/jaar	Best. Kosten miljoen €
Appel + peer	17.000	2	2-3	51.000	1,53
Zachtfruit*	1290	3-4	4-18	45.185	1,35
Steenfruit**	980	3	4-7	14.700	0,44
Aardbei	1400	2	10 (?)	28.000	0,70
Sierteelt***	?	?	?	?	?

¹ gegevens oppervlakten: *statline.cbs.nl*

* aalbessen, kruisbessen, blauwe bessen, framboos, bramen

** pruim, kers, zure kers (meikersen)

*** *Ilex, Skimmia, Hypericum, Malus (Hop & Smeekens, 2004)*

Binnenteelten					
Gewas	Oppervlakte (2007) ¹	Volken/ha	N week	Totaal volken X week/jaar	Best. Kosten miljoen €
Tomaat*	1550	1	35	52.500****	1,6
Aardbei**	260	10	10 (?)	26.000	0,6
Aubergine + paprika**	1300	2	40 ?	104.000	2,6
Courgette**	620	6	25 ?	93.000	2,3
Zaadteelt***	?	variabel	?	?	?

¹ gegevens oppervlakten: *statline.cbs.nl*

* hommels

** hommels + honingbijen

*** zaadteelt: groentenzaden: kool, sla, andjvie, selderij, peen, asperges, uien, prei

**** aantal hommelveolken totaal/jaar

Nu is het niet zo dat de bestuivingsgevoelige soorten in hun productie voor 100% van insectenbestuiving afhankelijk zijn: naast insectenbestuiving kunnen ze ook door wind- of zelfbestuiving worden bevrucht. Dit varieert per soort, er zijn soorten die volledig afhankelijk van insecten zijn en er zijn soorten die 'enigszins' hiervan afhankelijk zijn (Klein *et al.*, 2007; Blacquiere, 2009). De toerekening van de betekenis van bestuiving naar de opbrengst varieert dus per soort.

Naast de voedselproductie is bestuiving ook van belang voor het openbaar groen en de natuur. Het voortbestaan van vele soorten die hierin voorkomen is gebonden aan de beschikbaarheid van geschikte bestuivers (Blacquiere 2009; Kleijn en Raemakers, 2008).

Waarom meer aandacht voor bestuiving?

Zonder de honingbijen wordt bestuiving in de land- en tuinbouw een stuk lastiger, zo niet onmogelijk. Gezien de huidige rol van honingbijen bij de bestuiving van land- en tuinbouwgewassen (maar ook voor planten in natuur en openbaar groen) overheerst het beeld van de onmisbaarheid van de honingbij. De zorgelijke ontwikkeling bij de honingbij maakt bestuiving tot een ecosysteemdienst waar gerichte aandacht urgent is. Alternatieven zijn nu nauwelijks voorhanden, al zal dat per cultuurgewas uiteenlopen. Op dit moment wordt verkennend onderzoek gedaan naar de vraag of wilde soorten een grotere rol zouden kunnen vervullen bij de bestuiving van landbouwgewassen (LNV BO-2010). Dit kan vooral voor buitenteelten relevant kunnen zijn. Bij bepaalde binnenteelten zullen kunstmatige vormen van bestuiving (bijvoorbeeld met penseel en/of robot) misschien gemakkelijker te realiseren zijn dan bij buitenteelten.³⁰ Maar hoe dan ook: het volledig wegvallen van bestuivers zal grote gevolgen hebben voor de groente-, fruit- en zaadproductie in Nederland. Daarnaast is ook het voortbestaan van wilde plantensoorten afhankelijk van bestuiving (Kleijn en Ramaekers, 2008). Juist vanwege de beperkte geschiktheid van mogelijke alternatieven voor bestuiving door honingbijen, is het van belang de kwetsbaarheid van deze ecosysteemdienst onder de aandacht te brengen.

Bedreigingen voortbestaan honingbij en andere bestuivers

Er zijn serieuze aanwijzingen dat het voortbestaan van de honingbij wordt bedreigd (Potts *et al.*, 2010; NRCNA, 2007). Veel imkers slagen er niet in hun aantal volken op peil te houden. De oorzaken achter deze ontwikkeling zijn echter niet geheel eenduidig vast te stellen (Blacquiere, 2009; Oldroyd, 2007). In de loop der tijd zijn verschillende oorzaken naar voren gebracht: in het Verenigd Koninkrijk werd in het begin van de vorige eeuw de decimering van de bijenstand toegeschreven aan de tracheemijt (*Acarapis*) en aan een eencellige darm-parasiet (*Nosema apis*). Sinds de tachtiger jaren van de 20^{ste} eeuw is het met name de Varroamijt (*Varroa destructor*) die veel zorgen baart en die nog altijd als de grootste bedreiging wordt beschouwd (zie onder anderen Rader *et al.*, 2009). Deze tast de haemolymfe ('bloed') aan en zorgt voor bijkomende besmettingen. Recent is daar de zogenaamde verdwijnziekte bijgekomen ('colony losses'), waarbij door nog niet bekende oorzaak gehele volken opeens verdwijnen. Hier speelt mogelijk een andere parasiet (*Nosema ceranae*) een rol bij. Een vergelijkbare ontwikkeling geldt niet alleen voor Nederland of Europa, maar wereldwijd.

³⁰ In het buitenland vindt her en der al wel handmatige bestuiving plaats. In China, bijvoorbeeld, geldt dit vooral voor appels. Maar ook bij vanillebloemsens vindt bestuiving met de hand plaats. Dat dit toch rendabel is, komt omdat er nauwelijks of geen andere oplossingen mogelijk zijn (vanille heeft namelijk heel specifieke bestuivers) en de opbrengsten van de vruchten hoog is (zie Kubersky *et al.*, 2005). Dezelfde auteurs tonen aan dat bij appels een handmatige bestuiving succesvol kan zijn, en twee keer zoveel vruchten oplevert dan wanneer honingbijen worden ingezet.

Blacquiere (2009) geeft aan dat wellicht niet één oorzaak, maar een reeks van oorzaken de achteruitgang veroorzaakt. Naast bovengenoemde belagers speelt waarschijnlijk ook verschraling van het voedselaanbod een rol. Schaalvergroting en rationalisatie van de landbouw, de stress die door insecticiden wordt veroorzaakt en de afgenomen plantendiversiteit in het buitengebied betekenen een meer eenzijdig aanbod aan pollen en nectar, wat de conditie van de honingbij geen goed doet. Bovendien: de verdwijning van de honingbij heeft naast directe effecten ook nog eens indirecte effecten. Zo zal de tweede commercieel geteelde insectenbestuiver, de hommelmel, negatieve gevolgen ondervinden van het eventuele verlies aan de honingbij, omdat de hommelmel afhankelijk is van door bijen verzameld stuifmeel.

Verschraling van het voedselaanbod, en de daarmee samenhangende afnemende plantendiversiteit, werkt door in de diversiteit van daarop foeragerende, bestuivende insecten. Hiervoor geldt een wederzijdse afhankelijkheid (Biesmeijer *et al.*, 2006; Kleijn en Ramaekers, 2008). Met name planten en insecten die erg gespecialiseerd zijn, zullen uit Nederland verdwijnen. Overigens staat het eventuele wegvallen van de honingbij niet op zichzelf, maar voor een proces dat voor zeer veel bestuivende soorten bezig is zich te voltrekken. Van de ruim 300 soorten wilde bijen is thans circa 10% verdwenen en 50% bedreigd (circa 40% is niet bedreigd) (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl1052). Achteruitgang van de wilde bijen gaat hand in hand met de achteruitgang van de door deze soorten bestoven plantensoorten (Kleijn en Ramaekers, 2008).

Waarde en waardering van bestuiving

Over het financiële belang van bestuiving voor Nederlandse land- en tuinbouwproductie zijn geen specifieke gegevens voorhanden. In het buitenland is voorsnog meer informatie hierover beschikbaar (o.a. Morse & Calderone, 2000). Kremen *et al.* (2004), bijvoorbeeld, veronderstellen dat 30% van de voedselvoorziening van de Verenigde Staten afhankelijk is van dierlijke bestuiving, waarvan bijen het belangrijkste zijn. In een ander artikel, stellen Kremen *et al.* (2002) dat deze dierlijke bestuivers van belang zijn voor 15 tot 30% van de wereldvoedselproductie, is het niet direct dan wel indirect. Een vermindering in insectenbestuiving door een achteruitgang van wilde bestuivers en honingbijen zou daarom leiden tot een vermindering van oogstbrengrst (en vereist een vergroting van het beteelde areaal om dezelfde productie te houden (zie Garibaldi *et al.*, 2011, 2009, maar ook Aizen *et al.*, 2008).

Er is de afgelopen jaren een aantal pogingen tot bepaling van de economische betekenis gedaan, met uiteenlopende uitkomsten. De waarde die de honingbij vertegenwoordigt wordt alleen al in de Verenigde Staten geschat op 5 tot 14 miljard dollar per jaar (zie ook Losey en Vaughan, 2006). Op basis van internationale en mondiale studies wordt door Blacquiere (2009) het belang van bestuiving door de honingbij voor Nederland voorlopig geschat op 10% van de waarde van tuinbouwproducten, circa 1 miljard euro per jaar, waarbij rekening is gehouden met de productie die resteert zonder bestuiving. De bijdrage van de andere, voornamelijk wilde bestuivers voor de Nederlandse landbouw wordt geschat op circa 190 miljoen euro per jaar (Blacquiere, 2009). Deze schattingen zijn indicatief. De getallen hebben duidelijk een signalerende werking, en zijn door hun indicatieve karakter niet geschikt om opgenomen te worden in besluitvormingsprocessen, zoals MKBA's.

De imkerij

Zoals hierboven uiteengezet, is het vóórkomen van de honingbij verbonden aan de imkerij. De diensten die de imkerij levert voor bestuiving vormen een slechts zeer beperkte basis voor betaling. De Nederlandse imkerij drijft voornamelijk op de gedrevenheid van de imkers als hobbyisten en wordt nog altijd voornamelijk bekostigd vanuit de honing- en wasopbrengrst. Voor de bestuiving in de fruitteelt wordt ongeveer €40,- tot €50,- betaald. Dit wordt niet als

kostendekkend beschouwd. Blacquiere (2009) berekent dat de kosten voor honingwinning door hobby-imkers bijna tweemaal zo hoog zijn als de opbrengsten. Het totaal aan bestuivingsgelden dat in de buitenteelt aan imkers wordt betaald, wordt geschat op €4 miljoen en voor de binnenteelt op €7 miljoen. Deze kosten van in totaal €11 miljoen staan in geen verhouding tot de €1 miljard die bestuiving oplevert.³¹ Verder is opmerkelijk dat ondanks de huidige achtergang van de honingbij, de prijs die imkers vragen voor hun verdiensten niet de hoogte inschiet. Redelijkerwijs zou toch worden verwacht dat met de dreigende onheilsverhalen over de teloorgang van de honingbij er een tekort aan insectenbestuivers aan het ontstaan is. Vooral nog leidt dit tekort echter niet tot hogere 'imker-tarieven'. Prijst de imkerij zich uit de markt als ze een hoger tarief gaan vragen, of zijn er voor de telers toch alternatieven voor handen? Of merken de imkers nog weinig van de afname van honingbijen?

De prijs die telers betalen voor het laten bestuiven van hun gewassen vertalen ze – normaal gesproken – door in de kostprijs van hun uiteindelijke product. Deze prijs komt vervolgens tot uitdrukking in de marktprijs die consumenten betalen voor het product.³² Zo beschouwd is de waarde van bestuiving gebaseerd op de waarderingmethode die in het algemene deel is aangeduid als 'kosten-benadering' (categorie (iv)). Het gaat dan in het bijzonder om de productiefactormethode: de waarde van bestuiving als productiefactor in voedselproductie.

Een andere methode van 'kosten-benadering' is de vervangingskostenmethode. Velthuis en Van Doorn (2006) tonen aan dat commerciële bestuiving van tomaten in kassen goedkoper is wanneer hiervoor hommels worden ingezet in plaats van mechanische bestuiving. Ongeveer twee decennia geleden kostte mechanische bestuiving €10.000,- per ha per jaar, tegenover €9.100 per ha per jaar voor hommelsbestuiving. Evenals de studie van Blacquiere (2009) hebben ook deze getallen vooral een signalerende functie, en zijn ze minder relevant voor maatschappelijke besluitvormingsprocedures, schadeberekening of 'duurzaamheids-financiering'.

Streefbeeld en handelingsperspectieven voor de honingbij en andere bestuivers

Voor de kwaliteit, kwantiteit én verscheidenheid van de Nederlandse voedselproductie is het van belang dat de potentie van bestuiving van landbouwproductiesoorten verzekerd is. Dat betekent dat de huidige tendens, waarbij de honingbij en de wilde bestuivers achteruitgaan, moet worden omgekeerd. Hierbij zijn twee hoofdsporen te onderscheiden: (1) de bevordering van de imkerij van de honingbij; (2) het bevorderen van de bestuiving door wilde, in de natuur voorkomende soorten.

Het bevorderen van de honingbij zal betrekking moeten hebben op het herkennen en erkennen van de activiteiten van de imkers, zowel institutioneel als financieel. De ondersteuning van de institutie van de imkerij en de honingbij kan worden versterkt door aan het belang van bestuiving in onderwijs- en educatieprogramma's meer aandacht te besteden. Dit geldt zowel voor het algemene onderwijs als maatschappelijke natuureducatie programma's als het agrarische onderwijs. Verdiepte bewustwording binnen de landbouwsector van het belang van bestuiving en verinnerlijking daarvan in de bedrijfsvoering kan verstrekkende gevolgen hebben.

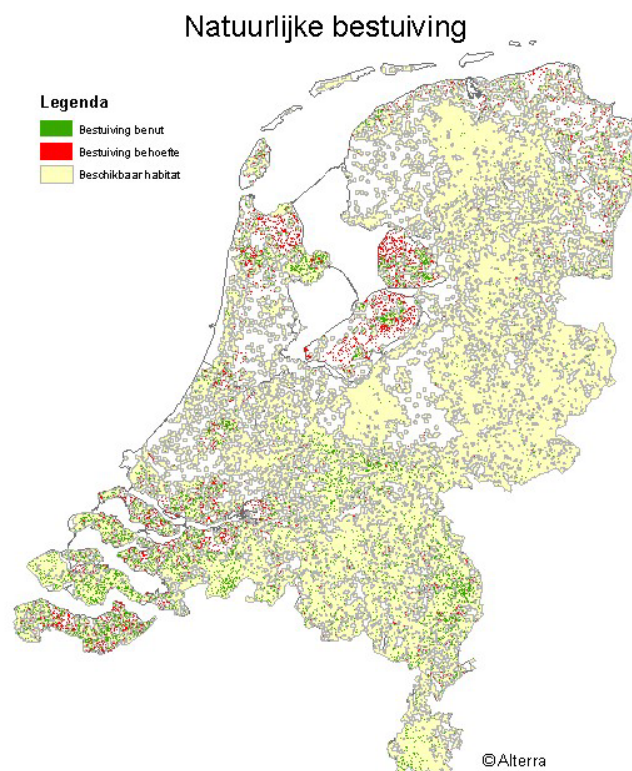
³¹ Allsopp *et al.* (2008, p. 1) komen tot dezelfde conclusie voor fruitteelt in de Westkaap van Zuid-Afrika: "Using pollen dusting and hand pollination as suitable replacements, we value pollination services significantly higher than current market prices for commercial pollination..."

³² Bij het bepalen van de gezamenlijke waarde van meerdere ecosystemediensten – waaronder voedselproductie en bestuiving – moet gewaakt worden voor dubbeltelling. Immers, bij de waarde van voedselproductie zit de waarde van bestuiving (een intermediaire ecosystemedienst) al ingesloten. Nog eens apart de waarde van bestuiving erbij optellen leidt tot overschatting.

Dit kan doorwerken in bijvoorbeeld het teeltplan, van het niveau van gebruik van insecticiden tot en met de inrichting van de ruimte rondom het productieareaal (bijv. inzaaien van nectar dragende stroken) en de samenwerking met aangrenzende natuurgebieden. Dit om de conditie van de honingbijvolken te verbeteren. De financiële positie van de imkerij kan worden versterkt door vanuit de imkerij binnen de landbouwsector meer aandacht te vragen voor het belang van bestuiving door de honingbij (en door insecten in het algemeen), waardoor de grondslag voor de financiële beloning van imkers kan worden versterkt.

Het bevorderen van bestuiving door wilde, in de natuur voorkomende bestuivende soorten kan op de maatregelen voor de honingbij aansluiten. Het betreft dan met name de inrichting en het beheer van de ruimte rond of in de nabijheid van de bestuivingsafhankelijke productiepercelen. Naast de aanleg van nectar dragende stroken kan het gaan om aanleg van opgaande begroeiing en een adequaat beheer ervan als onderdeel van het habitat van wilde bijensoorten en zweefvliegen (Kremen *et al.* 2004; Bugg *et al.*, 1998). Ook is het een interessant mogelijkheid om de randen van natuurgebieden die aan bestuivingsafhankelijke teelten grenzen mede hiervoor in te richten. Natuurgebieden ondersteunen hiermee de voedselproductie en tegelijkertijd kunnen de landbouwgebieden de biodiversiteit van natuurgebieden versterken als leverancier van nectar en pollen. Dit zal met name het geval kunnen zijn wanneer nectarstroken worden ingezaaid met de juiste soortenmengsel (Bond, 1994; Rieseberg en Willis, 2007; Kleijn en Raemakers, 2008).

Daar waar ter wille van de versterking van de bestuiving opgaande begroeiing wordt aangelegd is het van belang zo goed mogelijk rekening te houden met andere aspecten: cultuurhistorie, recreatieve betekenis, overige natuurwaarden enz. (figuur 6.1).



Figuur 6.1 Een eerste bandering van natuurlijke bestuiving in Nederland op basis van enkele eenvoudige aannames. Bestuivingbehoefte teelten en de ligging t.o.v. opgaande begroeiing. Groen: bestuivingbehoefte teelt binnen invloedssfeer opgaande begroeiing (en daarmee

potentieel van wilde bijensoorten); Rood: teelt buiten invloedssfeer opgaande begroeiing. (Bron: Smit et al., 2009: voorradenbeheer).

Het ligt voor de hand de bevordering van de bestuiving te combineren met biologische plaagbestrijding (zie bijv. Programma: BO-06-397-IV Geïntegreerde en biologische beheersstrategieën - www.narcis.nl/research/RecordID/OND1284050). Biologische plaagbestrijding kan een belangrijke bijdrage leveren aan verlaging van de stress van chemische bestrijdingsmiddelen (vitaliteitsfactor voor honingbijen) en zal ook gebruik maken van de aanleg van nectardragende stroken en aangrenzende opgaande begroeiing als habitat van plaagbestrijdende soorten.

Literatuur

- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, S.A. Cunningham, & A.M. Klein, 2008. Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current biology* : CB 18(20): 1572-1575.
- Allsopp, M.H., W.J. de Lange en R. Veldtman, 2008. Valuing insect pollination services with cost of replacement. *PLoS ONE*, 3 (9): 1-8.
- Biesmeijer, J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemüller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele en W. E. Kunin, 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313 (5785), pp. 351-354.
- Blacquièrè, T., m.m.v. J.J.M. van der Steen MSc en A.C.M. Cornelissen, 2009. *Visie Bijenhouderij en Insectenbestuiving. Analyse van bedreigingen en knelpunten*. Wageningen, PRI, Wageningen-UR, PRI-Rapport 227.
- Bond, W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 344 (1307), pp. 83-90.
- Bond W.J., 1995. Assessing the risk of plant extinction due to pollinator and disperser failure. pp. 131-146. In: J.G. Lawton en R.M. May (eds). *Extinction Rates*. New York, NY, USA, Oxford University Press.
- Bugg, R.L., Anderson, J.H., C.D. Thomsen, & J. Chandler, 1998. Farmscaping in California: hedgerows, roadside plantings and wild plants for bio-intensive pest management. In: *Enhancing Biological Control: Habitat Management to Promote Natural Enemies of Agricultural Pests* (eds Pickett, C.H. & Bugg, R.L.). University of California Press, Berkeley, 339–374.
- Darwin C., 1877. *The various contrivances by which orchids are fertilised by insects*. London, UK, John Murray.
- Gallai, N., J.M. Salles, J. Settele en B.E. Vaissière, 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68 (3), pp. 810-821.
- Garibaldi, L.A., M.A. Aizen, S.A. Cunningham en A.M. Klein, 2009. Pollinator shortage and global crop yield. *Communicative & Integrative Biology*, 2 (1), pp. 37-39.
- Garibaldi LA, M.A. Aizen, A.M. Klein, S.A. Cunningham & L.D. Harder, 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2011 Apr 5;108(14):5909-14.
- Klein, A.-M., B.E. Vaissière, J.H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S.A. Cunningham, C. Kremen en T. Tscharntke, 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 274, pp. 303-313.
- Kleijn, D. en I. Raemakers, 2008. A retrospective analysis of pollen host plant use by stable and declining bumble bee species. *Ecology*, 89 (7), pp. 1811-1823.
- Kremen, C., N.M. Williams en R.W. Thorp, 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS*, 99 (26), pp. 16812-16816.
- Kremen, C., N.M. Williams, R.L. Bugg, J.P. Fay & R.W. Thorp, 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, (2004) 7: 1109–1119.

- Kremen, C., N.M. Williams, R.L. Bugg, J.P. Fay en R.W. Thorp, 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7 (11), pp. 1109-1119.
- Kubersky, U., O. Boecking en D. Wittmann, 2005. Sind Pollenspritzungen oder Pollendisperser Alternatieven zur herkömmlichen Bestäubung der Apfelbäume durch Bienen? *Erwerbs-Obstbau*, 47, pp. 117-123.
- LNV, 2010. BO-onderzoek 2010. BO-11-008-005 Honingbijonderzoek: Wilde Bestuivers. (in uitvoering projectleider: dr. D. Kleijn).
- Losey, J.E. en M. Vaughan, 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56 (4), pp. 311-323.
- Mayr, E., 1986. Joseph Gottlieb Kolreuter's Contributions to Biology. *Osiris*. 2nd Series, Vol. 2, pp. 135-176. Chicago Press.
- Morse, R.A., en N.W. Calderone, 2000. The value of honey bees as pollinators of US-crops in 2000. *Bee Culture Magazine*, 128, pp. 1-14.
- National Research Council of the National Academies, 2007. Status of pollinators in North America. National Academy of Science, Washington DC, 303 pp.
- Oldroyd, B.P., 2007. What's killing American honey bees? *PLoS Biol*, 5 (6), pp. 1195-1199.
- Potts, S. G., J.C. Biesmeijer, C.Kremen, P.Neumann, O. Schweiger & W.E. Kunin, 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25(6): 345-353.
- Rader, R., B.G. Howlett, S.A. Cunningham, D.A. Westcott, L.E. Newstrom-Lloyd, M.K. Walker, D.A.J. Teulon en W. Edwards, 2009. Alternative pollinator taxa are equally efficient but not as effective as the honeybee in a mass flowering crop. *Journal of Applied Ecology*, 46 (5), pp. 1080-1087.
- Rieseberg L.H., en J.H. Willis, 2007. Plant speciation. *Science*, 317 (5840), pp. 910-914.
- Smit, A., L. Maring, H. Puylaert, S. Postma, S. Roosma, R. Wiersma, J. van Wensem, 2009. Toepassen voorradenbeheer. Toepassen voorradenbenadering bij ecosysteemdiensten. Technische Commissie Bodembescherming (TCB)-rapport PP8346. SKB, Gouda.
- Velthuis, H.H.W. en A. van Doorn, 2006. A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie*, 37 (4), pp. 421-451.
- Winfree, R., N. M. Williams, H. Gaines, J. Ascher, en C. Kremen, 2008. Wild pollinators provide majority of crop visitation across land use gradients in New Jersey and Pennsylvania. *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 793-802.

Bijlage 7 Klimaatbeheersing: koolstof vastleggen in bos en veen

Samenvatting

Inzichten

1. Bossen leggen CO₂ vast en leveren daarmee een regulerende ecosysteemdienst. Jaarlijks wordt door het Nederlandse bos 2,7 Mton CO₂ vastgelegd. Dit is 1,3% van de totale uitstoot.
2. In nieuw aangelegde bossen (na 1990), die voor de reductiedoelstelling krachtens het Kyoto-protocol relevant zijn, wordt 0,6 Mton/jr vastgelegd, ofwel 28% van de reductietaakstelling.
3. In veengebieden is een grote hoeveelheid koolstof vastgelegd. Dit kan als een in het verleden geleverde ecosysteemdienst worden beschouwd. De veengebieden in Nederland stoten per jaar 4,2 Mton CO₂ uit, meer dan de hoeveelheid die bossen vastleggen.
4. Met het hernatten van het veen wordt de CO₂-uitstoot verminderd. Hiermee kan aanzienlijk aan de reductiedoelstelling worden bijgedragen. Wel wordt de CH₄-uitstoot (een krachtig broeikasgas) hierdoor vergroot, afhankelijk van type veen en beheergeschiedenis e.d.
5. Het energieverbruik in Nederland is vele malen hoger dan wat bos kan leveren. Zou Nederland al zijn energie uit hout willen betrekken, dan vergt dat een bosareaal dat 70-100 maal groter is dan het huidige.

Boodschappen en perspectief

1. Bossen leveren veel ecosysteemdiensten. Naast CO₂-vastlegging zijn dat onder andere biomassa, biodiversiteit, invangen fijnstof, beïnvloeding microklimaat, cultuurhistorie, recreatie etc.
 2. Belang Nederlandse bossen voor CO₂-vastlegging is beperkt; noodzaak tot mondialisering aanpak CO₂-vastlegging. De potentiële rol van hout zou daarbij nagegaan moeten worden.
 3. Ook zou meer zicht moeten komen op de kostenefficiëntie van CO₂-vastlegging ten opzichte van andere alternatieven.
 4. Een aantal belangrijke (mogelijke) bijdragen voor emissiereductie dragen niet bij aan reductie volgens de rapportage van het Kyoto-protocol (bijgroei bestaand bos, vermindering uitstoot CO₂ en CH₄ door vernatten of onder water zetten van veen). Het verdient aanbeveling om na te gaan of hier ruimte zit voor een verminderingbijdrage.
 5. Maximalisatie van de ecosysteemdienst koolstof vastleggen brengt het risico met zich mee van ontstapeling van andere diensten. De wijze waarop koolstofvastlegging kan worden geoptimaliseerd met behoud van andere ecosysteemdiensten, onder andere biodiversiteit en recreatie, verdient nader onderzoek.
-

Uitwerking

Inleiding

De huidige klimaatproblematiek is nauw verbonden met menselijk verbruik van fossiele brandstoffen. Deze zijn de afgelopen decennia in zulke grote hoeveelheden verbrand dat de hoeveelheid CO₂ in de atmosfeer substantieel is toegenomen, met klimaatopwarming als gevolg. De opgave is om deze toename om te buigen. Ecosystemen kunnen hierbij wellicht een belangrijke rol spelen. Ze kunnen worden benut om CO₂ vast te leggen, de hoeveelheid in de atmosfeer te reguleren en daarmee een bijdrage leveren aan een meer stabiel klimaat.

CO₂, leven en klimaat

Fossiele brandstoffen zijn door planten omgevormd zonlicht en door planten en dieren in gigantische hoeveelheden vastgelegd tijdens voorgaande miljoenen jaren (het carboon, de periode waarin de grote steenkoolvoorraden zijn gevormd, duurde ongeveer 50 miljoen jaar). Bij dit vormingsproces is de samenstelling van de atmosfeer ingrijpend veranderd: van een systeem waarin oorspronkelijk geen of nauwelijks zuurstof zat naar een systeem met ongeveer 20% zuurstof in de atmosfeer en slechts 0,03% CO₂. Menselijk leven is afhankelijk van deze verhouding waarin CO₂ en O₂ voorkomen. Een teveel aan CO₂ kan tot fysiologische problemen leiden (bijv. hoofdpijn), een tekort aan zuurstof tot verstikking. In de huidige omstandigheden is een teveel aan CO₂ eerder een probleem dan een tekort aan zuurstof; voor een zuurstoftekort hoeft voorlopig niet te worden gevreesd. Anders ligt dat bij CO₂. Behalve onze fysiologie wordt ook het klimaat erdoor beïnvloed. Het klimaat blijkt voor stijging van het CO₂-gehalte zeer gevoelig: de stijging van leidt tot opwarming van de aarde³³.

Om klimaatopwarming van de aarde tegen te gaan, is de maatschappelijke opgave de netto-CO₂-uitstoot zoveel mogelijk te beperken. In EU-verband (doorwerking Kyoto) heeft Nederland zich ertoe verplicht in 2020 een reductie van 30% te realiseren (van 213,3 naar 149,3 Mton CO₂/jr; per jaar een vermindering van gemiddeld 2,1 Mton)). De huidige uitstoot bedraagt ongeveer 207 Mton (Van der Maas *et al.*, 2009). Een van de maatregelen om de doelstelling te bereiken is het CO₂-vastleggend vermogen van planten zoveel mogelijk te benutten.

CO₂ en bossen

Bossen nemen bij het vastleggen van CO₂ een vooraanstaande positie in (zie tabel 7.1). Andere broeikas-gassen (zoals het vrijkomen van methaan uit de bodem) spelen bij bossen ook een rol, maar die blijven hier buiten beschouwing. Anders dan kruiden leggen bossen koolstof vast in hout en leggen daarmee een meerjarige voorraad aan. Dit vastleggen gaat niet altijd door: een jong, opgroeiend bos legt per jaar beduidend meer vast dan een oud, volwassen bos. Door het Nederlandse bos wordt gemiddeld 12,2 ton CO₂/ha.jr vastgelegd (Schelhaas *et al.*, 2002).

Tabel 7.1. Bovengrondse biomassa en koolstof ($\times 1000 \text{ m}^3$) in levende en dode bomen per boomsoort en berekende waarden voor ondergrondse boombiomassa (wortelmassa). 1 t.C = 3,7 t.CO₂. (Bron: Dirkse *et al.*, 2007).

	Biomassa 1000-ton ds			Voorraad 1000-ton C			Ondergronds biomassa		Totale boven- en ondergrondse C voorraad
	Levend	Dood	Totaal	Levend	Dood	Totaal	Conversie factor*	1000-ton C	
Grove den	9557	543	10100	4778	272	5050	0.32	1529	6579
Overige den	2045	87	2132	1022	44	1066	0.32	327	1393
Douglas	3009	67	3076	1505	33	1538	0.32	482	2020
Lariks	2076	63	2139	1038	32	1069	0.32	332	1401
Spar	1814	90	1904	907	45	952	0.32	290	1242
Overig naaldhout	505	10	515	253	5	258	0.32	81	339
Eik	7555	397	7953	3778	199	3976	0.26	982	4958
Beuk	2294	29	2323	1147	15	1162	0.26	298	1460
Populier	2430	195	2626	1215	98	1313	0.26	316	1629
Overig inheems loofhout	4511	352	4863	2255	176	2431	0.26	586	3017
Overig uitheems loofhout	2681	110	2792	1341	55	1396	0.26	349	1745
Totaal	38477	1945	40422	19238	972	20211		5572	25783

* conversiefactor volgens Good Practice Guidance (IPCC 2003) voor omrekening bovengrondse biomassa naar ondergrondse biomassa

³³ Naast CO₂ dragen ook methaan, lachgas en fluorverbindingen aan de opwarming bij. Deze gassen worden tezamen aangeduid als broeikasgassen, en worden in de klimaatproblematiek tezamen beschouwd. Om de effecten vergelijkbaar te maken worden de hoeveelheden uitgedrukt in CO₂-equivalenten. Hier is gemakshalve alles in CO₂-equivalenten uitgedrukt.

Het Kyoto-protocol: wat is er geregeld?

In het Kyoto Protocol (KP) (in 1997 afgesloten en sinds 2005 van kracht) hebben de geïndustrialiseerde landen afgesproken de emissie aan broeikasgassen te verminderen. In totaal moet in 2010 (gemiddeld over 2008-2012) een reductie van ten minste 5% ten opzichte van het nivo van 1990 gerealiseerd worden. In EU-verband heeft Nederland zich ertoe verplicht in 2020 een reductie van 30% te realiseren t.o.v. het niveau in 1990. Het nieuw aangetreden kabinet heeft overigens aangegeven de reductietaakstelling te willen verkleinen tot 20%.

Het KP is een politiek accoord met doelstellingen waarop landen (financieel) worden afgerekend. In dit kader is afgesproken dat alleen de effecten van menselijk handelen op de CO₂ balans van ecosystemen gerapporteerd worden. Dit gebeurt jaarlijks. Omdat (nog) geen goede methoden beschikbaar zijn om effecten van menselijk ingrijpen te scheiden van natuurlijke processen, wordt de CO₂-balans gerapporteerd voor die gebieden waar sprake is van actief menselijk ingrijpen. Op dit moment worden zes vormen van menselijk ingrijpen onderscheiden: actieve (her)bebossing, ontbossing, beheer van bestaand bos, beheer van landbouwgrond, beheer van begraaasd land en herstel van gedegradeerde vegetatie. Opname van beheer van wetlands is in voorbereiding. Rapportage over (her)bebossing en ontbossing is verplicht, over de andere vormen is het facultatief. De rapportage gaat over alle C-voorraden in het gebied: biomassa, dood hout, strooisel en bodem. Als éénmaal over een gebied is gerapporteerd (op verplichte dan wel facultatieve basis), dan is jaarlijkse vervolgrapportage verplicht. Dat betekent dat een ontbost gebied (verplichte rapportage), dat in akkerbouwgrond is omgezet, vervolgens altijd in de rapportage moet worden opgevoerd, ook al blijft het permanent als akkerbouwgrond in gebruik.

Nederland heeft ervoor gekozen enkel de verplichte onderdelen te rapporteren: (her)bebossing en ontbossing. Over de facultatieve categorieën wordt niet gerapporteerd.

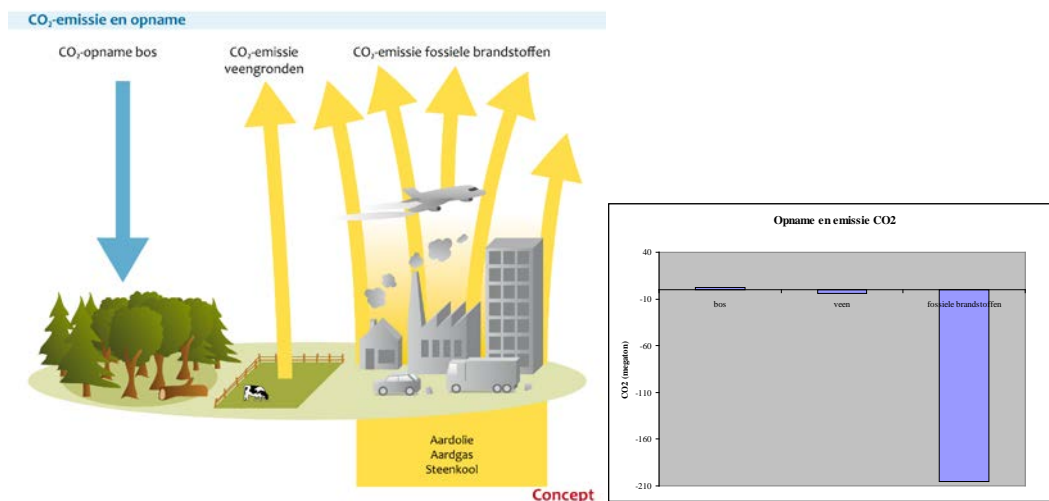
'Artefacten' in het protocol

Voor bossen maakt het KP onderscheid in drie typen: blijvend bos, nieuw aangelegd bos en verwijderd bos (ontbossing). Voor het blijvend bos telt in de rapportage alleen het areaal: verschillen in beheer, resulterend in veranderingen in CO₂-vastlegging blijven buiten beschouwing. Optimalisatie in bosbeheer voor maximale CO₂-vastlegging zijn dus voor het KP irrelevant. Nieuw aangelegd bos en ontbost gebied werken wel door in de rapportage. Voor de CO₂-vastlegging door deze typen worden standaard aannames gehanteerd.

Rapportage over beheerd veengebied, dat onder verschillende categorieën kan worden ondergebracht, is facultatief. Nederland heeft daar niet voor gekozen. Dat betekent dat de in dit artikel beschreven uitstoot van CO₂ door veen en de opties om die uitstoot te verminderen voor de Nederlandse bijdrage aan het KP vooralsnog niet relevant zijn!

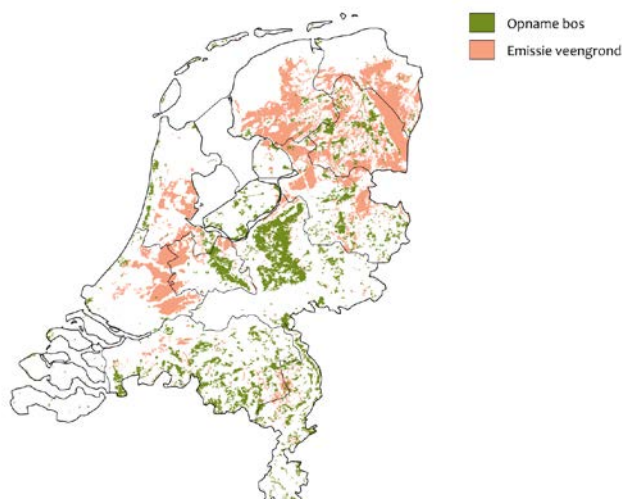
Het Nederlandse bos bestaat op dit moment ongeveer 360.000 ha (Jansen *et al.*, 2009). Hierin is ongeveer 95 Mton CO₂ vastgelegd (biomassa in hout+wortels). Jaarlijks komt daar in het blijvend bos bruto ongeveer 4 Mton bij, netto ongeveer 2,7 Mton. Ca 1,3 Mton – het verschil tussen bruto en netto – gaat verloren door bosbouwactiviteiten (oogst) (Van der Maas *et al.*, 2009). Voor de reductietaakstelling in het kader van het Kyoto-protocol mogen alleen de nieuw aangeplante bossen (van na 1990) worden meegeteld (zie kader Kyoto-protocol). Deze hebben een oppervlakte van ruim 50.000 ha en leggen ongeveer 0,6 Mton CO₂ per jaar vast. Daarnaast wordt er echter ook op aanzienlijke schaal ontbost: jaarlijks betreft dit 0,9 Mton CO₂ (Van der Maas *et al.*, 2009).

Met het verbranden van hout wordt het vastleggen van CO₂ weer ongedaan gemaakt. Echter, als dit hout wordt gebruikt *in plaats van fossiele* brandstoffen in combinatie met heraanplant, dan helpt het wel de CO₂-concentratie in de atmosfeer te verminderen. Verbranding van nieuw geoogst hout (of andere biomassa) in combinatie met hergroei is CO₂-neutraal. Immers, alleen koolstof die nu in de ecosystemen circuleert is erbij betrokken, de fossiele voorraad blijft onaangetaast. Zou alle bijgroei van het hout in Nederland (netto 2,7 Mton/jr) als brandstof worden benut, dan dekt dat 1,3% van onze huidige CO₂-uitstoot. Zouden we al onze fossiele energie met houtgroei willen dekken, dan is daar een areaal van 70-100 maal ons huidige bosareaal voor nodig, ofwel 7-10 maal de landoppervlakte van Nederland (zie ook figuur 7.1 en 7.2).



Figuur 7.1 CO₂-emissie en -opname in Nederland en de positie van bossen en veengebieden

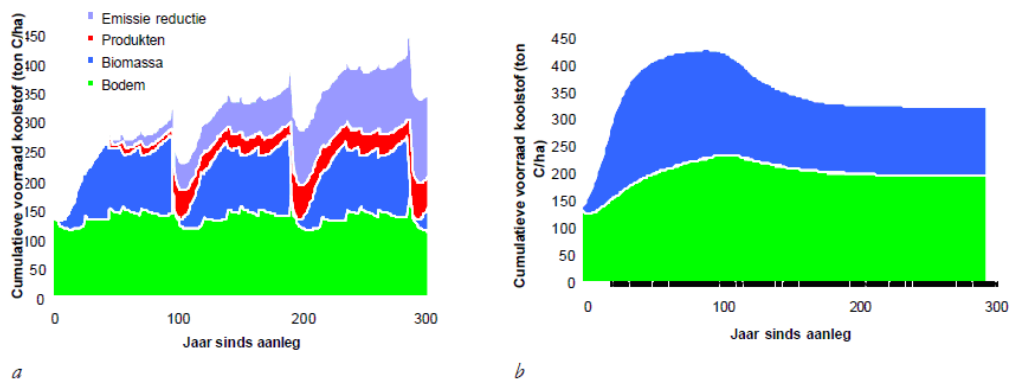
CO₂-emissie veengrond en CO₂-opname bos



Figuur 7.2 Ligging van bos- en veengebieden. Hoewel het vastleggen van CO₂ door bos bescheiden is ten opzichte van de landelijke CO₂-uitstoot, kan de vastgelegde hoeveelheid wèl relevant zijn voor het realiseren van de huidige reductiedoelstelling. De 2,7 Mton CO₂ die jaarlijks netto wordt vastgelegd, is zelfs meer dan de reductiedoelstelling van 2,1 Mton. Voor het Kyoto-protocol is echter alleen nieuw bos relevant. De 0,6 Mton die jaarlijks door nieuw bos wordt vastgelegd is nog altijd substantieel: 28% van de reductiedoelstelling. Dit afgezien van de grotere hoeveelheid CO₂ die met ontbossing heen gaat.

Ontstapeling bij maximalisatie

Als hout planmatig zou worden gebruikt als CO₂-neutrale energiebron, en als dit wordt gemaximaliseerd (houtplantages, waaruit regelmatig wordt geoogst), dan helpt dat onze netto CO₂-uitstoot duurzaam te verminderen. Figuur 7.3 laat zien dat de verschillen tussen wel en niet oogsten van bijgegroeid hout pas op de lange termijn van betekenis is op de cumulatief vastgelegde hoeveelheid CO₂. Pas vanaf ongeveer 150 jaar overstijgt de hoeveelheid vastgelegde CO₂ in beheerd bos (waaruit geoogst wordt) die van niet-beheerd bos (waaruit niet wordt geoogst). De figuur laat tevens zien dat bij het oogsten de hoeveelheid opgeslagen CO₂ tijdelijk sterk vermindert (onder andere door extra oxidatie door grondroering en oogstverliezen).



Figuur 7.3 Koolstofvoorraden in beheerd (a) en onbeheerd (b) fijnspar bos. In het beheerde bos (a) worden takken en hout om de 100 jaar geoogst en afgevoerd. Als deze oogst wordt gebruikt voor energieopwekking in plaats van fossiele brandstof betekent dit reductie van de netto CO₂-uitstoot. In het onbeheerde bos (b) blijft al het dode hout in het bos. Na circa 150 jaar wordt de CO₂-vastlegging in het beheerde bos groter dan in het onbeheerde bos. Bron: Schelhaas et al., 2002

Met het systematisch en bedrijfsmatig oogsten van hout zal het karakter van het bos echter veranderen: beheer als houtplantages zal ten koste gaan van de recreatieve- en belevingswaarde en ten koste van de biodiversiteit. De maximalisering van de houtproductie wordt uitgeruild met andere ecosystemendiensten: de nu gestapelde diensten worden (gedeeltelijk) ontstapeld.

Als bossen voor CO₂-vastlegging zouden worden benut zijn verschillende strategieën denkbaar: (a) de situatie in het bestaande, oude bos ongewijzigd laten (met een bescheiden CO₂-vastlegging, maar met blijvende andere ecosystemendiensten); (b) het beheer van het bestaande bos richten op maximale vastlegging van CO₂ en benutting van houtaan groei als brandstof (uitruil van de andere ecosystemendiensten ten gunste van CO₂-vastlegging en ten nadele van de overige diensten); (c) alleen in nieuwe bossen het beheer richten op maximale CO₂-vastlegging en/of benutting als brandstof. Deze verschillende strategieën zijn voor de Nederlandse bijdrage aan het Kyoto-protocol maar beperkt relevant (zie kader Kyoto-protocol).

CO₂ en veen

In onze landelijke CO₂-huishouding neemt het veen in het laagveengebied een bijzondere plek in. Veen bestaat hoofdzakelijk uit (lang geleden) afgestorven planten. In die vorm vertegenwoordigen zij een al gerealiseerde ecosystemedienst die in het CO₂-beleid van belang is. Met de drooglegging van veengebieden oxideert het veen evenwel en komt CO₂ vrij. Als gevolg van deze oxidatie verdwijnt het veen en daalt in agrarisch gebruikte veenpolders het maaiveld per jaar 0.5–1 cm, wat overeenkomt met 10–20 ton CO₂/ha.jr (Kuikman *et al.*, 2003). Uit het Nederlandse veengebied komt op deze manier jaarlijks ongeveer 4 Mton CO₂ vrij (Kuikman *et al.*, 2003, 2005), en wordt de vroeger geleverde ecosystemedienst ongedaan gemaakt. Deze hoeveelheid overtreft de netto door de bossen vastgelegde hoeveelheid (4 versus 2.7 Mton/jr). Door het verhogen van het waterpeil (hernatten van het veen) - dan wel het niet meer doorvoeren van peilverlagingen - wordt de veenoxidatie geremd en vermindert de CO₂-uitstoot.

Afhankelijk van de omstandigheden ter plekke (bijv. al of geen basenrijke kwel) en de intensiteit van het landgebruik treden er bij vernatting echter ook negatieve milieueffecten op: uitspoeling van nutriënten (Van den Akker *et al.*, 2010) en mogelijk toenemende uitstoot van CH₄ (een krachtig broeikasgas) (Kwakernaak *et al.*, 2010; Schrier *et al.* 2010). Verhoging van het waterpeil (eventueel in combinatie met ontwikkeling van moerasbos) kan een interessante optie zijn bij het realiseren van de CO₂-reductiedoelstelling, temeer daar de toekomst van sterk ontwaterd veen ook vanuit andere gezichtspunten als problematisch geldt (Woestenburg,

2009; themanummer Landschap 2010-3). Bij het bepalen van de toekomst van het laagveengebied kan de beperking van CO₂-emissie een aspect zijn, als onderdeel van een integrale afweging waarin naast de uitstoot van CO₂ en andere broeikasgassen, landbouw, natuur, waterkwaliteit, landschap, recreatie en cultuurhistorie in beschouwing worden genomen. Overigens zou op dit moment verandering van het ontwateringsregime van het veenweidegebied op generlei wijze bijdragen aan de Nederlandse Kyoto-verplichtingen.

Monetaire waardering van CO₂-vastlegging

Voor de berekening van de monetaire baten van het vasthouden van CO₂ lijkt een combinatie van markt en marginale reductiekosten³⁴ een goed aanknopingspunt. De basis voor prijsvaststelling wordt gevormd door de verplichtingen die zijn vastgelegd in het Kyoto-protocol. Die reductieverplichtingen bepalen de opgaven voor CO₂-uitstotende bedrijven. Daarmee wordt een brug geslagen tussen het voordeel dat CO₂-emissie oplevert (bijv. productie van goederen en tijdwinst bij transport) en de kosten die met vastlegging van CO₂ zijn gemoeid. Het kostenplafond voor vastlegging wordt bepaald door die winst die de aan emissie gerelateerde productie oplevert. De markt zal die vorm van CO₂-vastlegging zoeken die het goedkoopst is (cq. de meeste baten oplevert). Bij gebruik maken van ecosysteemdiensten kan het in deze casus gaan om bosaanleg en om het onder water zetten van veen. De waarde van CO₂-vastlegging wordt in dit geval dus niet direct bepaald door het belang cq. de waarde van een niet opwarmend klimaat, maar door de verhouding van de kosten van het vastleggen van CO₂ en de winsten die met emissie van CO₂ zijn verbonden.

Monetaire waardering CO₂-vastlegging door bos en veen

Om de baten van CO₂-vastlegging te bepalen, kan gebruik worden gemaakt van verschillende bronnen, waaronder 'marktprijzen' – momenteel rond de € 16,- per ton CO₂, verkregen via het zogeheten Emission Trading System (emissierechtenmarkt) – en preventie- of reductiekosten³⁵. Deze kosten vormen een indicatie voor de betalingsbereidheid; dat wil zeggen, de maatschappij is bereid deze kosten te betalen om een bepaald milieu- of natuurdoel te realiseren, waardoor deze kosten een benadering vormen van de waarde van een ecosysteemdienst. Er bestaan verschillende en onderling soms sterk afwijkende kentallen voor deze kosten (zie Eijgenraam *et al.*, 2000 en Ministerie van LNV, 2006). Om te voorkomen dat we de baten overschatten, kiezen we er hier voor de meest conservatieve batenschatting te gebruiken, en dat is € 13,60 per ton CO₂ (Ministerie van LNV, 2006).

Welke waarde vertegenwoordigt de hoeveelheid CO₂ die bossen jaarlijks vastleggen? Het Nederlandse bos legt gemiddeld 12.2 ton/ha.jr vast (Schelhaas *et al.*, 2002). Uitgaande van de baten van €13,60 per ton CO₂ vertegenwoordigt dit een waarde €166/ha.jr.

Hoe verhouden deze baten zich nu tot de kosten van bossen? Deze kosten lopen bij de verschillende bossen sterk uiteen. Om een indicatie te verkrijgen volstaan we hier met een zeer grove benadering. Het gaat bij nieuwe bossen om grond-, aanleg- en beheerkosten, geschat op resp. €20.000 (eenmalig), €1000 (eenmalig) en €150 (jaarlijks), alle per ha.

³⁴ Reductiekosten zijn kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde milieu- of natuurdoelstellingen te halen. Als het Europese uitgangspunt is om de CO₂-emissies met 30% te verminderen in 2030 ten opzichte van 1990, dan omvatten de marginale kosten hiervan de kosten om de laatste ton CO₂ (equivalent) te reduceren zodanig dat deze reductiedoelstelling wordt gehaald (Liekens *et al.*, 2010).

³⁵ Het Kyoto-protocol legt aan 38 landen nationale emissiereductiedoelstellingen op tot 2012 en voorziet in de mogelijkheid om hiertoe gebruik te maken van flexibele marktmechanismen, zoals de handel in broeikasgas-emissierechten. De emissiehandel is per 2005 in Europa ingevoerd. Met name energiebedrijven en grote industriële complexen, zoals chemische fabrieken, zijn grote spelers op deze markt. Als ondernemingen meer uitstoten dan het opgelegde maximum, kunnen ze emissierechten kopen (op de emissierechtenmarkt) van bedrijven die minder uitstoten dan toegestaan. Of ze kunnen in schonere technologie investeren om hun uitstoot te verminderen. Deze markt is beperkt tot een aantal sectoren en niet vrij toegankelijk.

Wanneer we voor zowel de baten als de kosten de contante waarde uitrekenen – dat is de huidige waarde van een reeks in de toekomst te ontvangen baten en te betalen kosten – en vervolgens het verschil tussen deze ‘verdisconteerde’ baten en kosten bepalen³⁶, dan blijkt dat deze zogeheten Netto Contante Waarde (NCW) negatief is (ca -/- €20.500). De kosten zijn hoger dan de baten. Dat is niet verwonderlijk want een blik op bovenstaande bedragen leert al snel dat de jaarlijkse kosten en baten van CO₂-vastlegging in dezelfde orde van grootte liggen (namelijk tussen de €150,- en €166,- per ha), maar dat het juist de eenmalige grond- en aanlegkosten zijn die de balans negatief doen uitslaan. Dus, wanneer er voor CO₂-vastlegging nieuwe bossen worden aangelegd drukken deze initiële investeringskosten zwaar op het rendement ervan. Vanzelfsprekend resulteren de gemaakte kosten niet alleen in ‘CO₂-baten’. Een nieuw aangelegd bos levert ook andere ecosystemediensten. Wanneer deze andere baten, zoals recreatie, houtproductie, invangen van fijnstof, en het vasthouden van water e.d., meegeteld worden – en er dus ecosystemediensten gestapeld worden – dan verandert ook de NCW. Het blijkt dat wanneer de totale baten van een nieuw bos ongeveer €1.317,- per ha bedragen (en de kosten blijven hetzelfde), de NCW gelijk is aan 0.

De emissie van broeikasgassen uit laagveengronden kan op een vergelijkbare manier worden benaderd. Berekend kan worden wat de baten zijn van een netto vermindering van de uitstoot van broeikasgassen (minder CO₂ en meer CH₄), bij hernatting van of beëindiging van peilverlaging in het laagveen. Het volledig voorkomen van de huidige uitstoot van 10-20 ton CO₂/ha.jr zou dan (bij een CO₂-prijs van €13.60/ton) een waarde van €136-272/ha.jr vertegenwoordigen. Dit is een aanzienlijk bedrag, maar duidelijk lager dan bijvoorbeeld de arbeidsopbrengst als melkveegrond (ca €1000/ha.jr; Schrijver & Naeff, 2011). Het maken van een integrale afweging over hernatting is in dit geval complex, omdat zeer uiteenlopende maatschappelijke belangen en ecosystemediensten een grote rol spelen. Naast het beperken van CO₂-emissie zijn dat: agrarische exploitatie, waterbeheerkosten, invangen fijnstof, waterveiligheid, natuur- en landschapswaarden, belevings- en cultuurhistorische waarde, woonbaarheid, waarde woningen e.d.

Slotopmerkingen over CO₂-vastlegging als ecosystemedienst

- Het beschouwen van het vastleggen van CO₂ als ecosystemedienst en de positie van bossen daarin, illustreert de omvang van ons huidige energieverbruik. De bestaande bosecosystemen in ons land kunnen maar een fractie van onze energiebehoefte dekken.
- Tegelijkertijd wordt duidelijk dat bossen wel een belangrijk aandeel kunnen leveren bij het realiseren van de nationale CO₂-reductiedoelstelling: het geheel aan bestaande bossen legt jaarlijks meer vast dan de reductiedoelstelling, voor de nieuwe bossen die Kyoto-relevant zijn, is dat zo'n 28%.
- Maximaliseren van het vastleggen van CO₂ betekent uitruil tegen andere diensten die bossen leveren, zoals recreatie en biodiversiteit.
- Het (monetair) waarderen van ecosystemediensten kan helpen bij het maken van afwegingen op omgevingsproblemen aan te pakken. Het bepalen van de monetaire waarde van CO₂-vastlegging heeft een praktisch hanteerbaar handvat gekregen door de internationale afspraken over emissieplafonds (Kyoto-protocol). De monetaire waarde van CO₂-vastlegging is niet direct gerelateerd aan het belang dat we hechten aan het voorkomen van klimaatopwarming, maar aan de revenuen die CO₂-emissie oplevert en de kosten van CO₂-vastlegging.
- Afgezet tegen de baten die CO₂-vastlegging oplevert in de huidige CO₂-markt, is bos (aankoop, inrichting, beheer) exclusief voor deze dienst niet kostendekkend. De combinatie met andere diensten die bossen leveren (stapeling), kan dit beeld veranderen.
- Het Nederlandse veengebied is in de CO₂-problematiek van substantiële betekenis. De bijdrage van veen is aan onze CO₂-emissie is groot en overtreft de hoeveelheid die netto

³⁶ Hierbij is uitgegaan van een tijdshorizon van 30 jaar en een gangbare disconteringsvoet van 4%.

door bossen wordt vastgelegd (drooggelegd veen emitteert per ha.jr 1-2 maal zoveel als bos gemiddeld vastlegt).

- Hernatting van veen kan een belangrijke bijdrage leveren aan de CO₂-reductie, gelijkwaardig aan de bijdrage die bos levert. Integrale afweging met andere aspecten die bij hernatting spelen is noodzaak.
- Hernatting van veen levert, qua CO₂-vastlegging baten op die in de zelfde orde van grootte liggen als baten van de CO₂-vastlegging door bos.
- Gerelateerd aan de daaraan verbonden baten kunnen bos en veen ecosysteemdiensten een betekenisvolle bijdrage leveren aan CO₂-reductie. Het feit dat ecosystemen meerdere, gestapelde diensten leveren, kan 'gestapelde' argumentatie opleveren om van deze diensten gebruik te maken.
- Het Kyoto-protocol en de wijze waarop Nederland heeft gekozen voor invulling ervan, is slechts voor een beperkt deel gevoelig voor de feitelijke CO₂-vastleggingsprestaties. Voor bossen tellen alleen nieuw aangelegd bos en ontbossing. Optimalisatie van CO₂-vastlegging binnen bestaand bos is voor het protocol niet relevant. De CO₂-problematiek van het veenweidegebied valt in zijn geheel buiten de scope van het protocol.

Literatuur

- Akker, J.J.H. van den, R. Hendriks, I. Hoving & M. Pleijter (2010). Toepassing van onderwaterdrains in veenweidegebieden; Effecten op maaiveldvaling, broeikasgasemissies en het water. *Landschap* (27), 2010-3: 137-149.
- Dirkse, G.M., W.P. Daamen, H. Schoonderwoerd, M. Japink, M. van Jole, R. van Moorsel, P. Schnitger, W.J. Stouthamer, & M. Vocks (2007). Meetnet Functievervulling bos 2001-2005. Vijfde Nederlandse Bosstatistiek. Rapport DK nr. 2007/065, Ede.
- Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang en A.C.P. Verster (2000). Evaluatie van Infrastructuurprojecten - Leidraad voor Kosten-Batenanalyse. Den Haag en Rotterdam, CPB en NEI.
- Kuikman, P.J., W.J.M. de Groot, R.F.A. Hendriks, J.Verhagen & F. de Vries (2003). Stocks of C in soils and emissions of CO₂ from agricultural soils in the Netherlands. *Alterra-rapport 561*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Kuikman, P.J., J.J.H. van den Akker & F. de Vries (2005). Emissie van N₂O en CO₂ uit organische landbouwbodems. *Alterra-rapport 1035-2*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Kwakernaak, C., J.J.H. van den Akker, E.M. Veenendaal, J.C. van Huissteden & P. Kroon (2010). Veenweiden en klimaat; Mogelijkheden voor mitigatie en adaptatie. *Bodem* 2010(3): 6-8.
- Liekens, I., M. Schaafsma, J. Staes, R. Brouwer, L. De Nocker en P. Meire (2010). Economische Waardering van Ecosysteemdiensten – Een Handleiding. Studie in opdracht van het Departement LNE, afdeling milieu, natuur- en energiebeleid.
- LNV (2006). Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Eerste editie. LNV, Den Haag. Witteveen+Bos, Rotterdam.
- Maas, C.W.M. van der, P.W.H.G. Coenen, P.J. Zijlema, L.J. Brandes, K. Baas, G. van den Berghe, G.J. van den Born, B. Guis, G. Geilenkirchen, R. te Molder, D.S. Nijdam, J.G.J. Olivier, C.J. Peek, M.W. van Schijndel, S.M. van der Sluis (2009). Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands 1990-2007. National Inventory. Report 2009. Netherlands Environmental Assessment Agency. Bilthoven.
- Schelhaas, M.J., M.N. van Wijk & G.J. Nabuurs (2002). Koolstofvastlegging in bossen: een kans voor de boseigenaar? Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte. *Alterra-rapport 553*.
- Schrier-Uijl, A.P., P.S. Kroon, P.A. Leffelaar, J.C. van Huissteden, F. Berendse & E.M. Veenendaal (2010). Methane emissions in two drained peat agro-ecosystems with high and low agricultural intensity. *Plant & Soil* 329: 509–520
- Schrijver, R.A.M. & H.S.D. Naeff (2011). Concurrentiepositie melkveehouderij Midden-Delfland. *Alterra-rapport 2156*, Alterra, Wageningen-UR.
- Woestenburg, M. (2009). Waarheen met het veen? Kennis voor keuzes in het westelijk veenweidegebied. Uitgeverij Landwerk.

Bijlage 8 Overige ecosysteemdiensten, eerste verkenning

Bijlage 8.1 Invang van fijnstof door vegetatie

Bijlage 8.2 Culturele ecosysteemdiensten, gericht op beleving

Bijlage 8.3 Bodemvruchtbaarheid

Bijlage 8.1 Invang van fijnstof door vegetatie

Introductie

Al geruime tijd wordt aandacht gegeven aan het vermogen van vegetatie om fijnstof in te vangen. In de wetenschappelijke wereld blijkt er tot nu toe geen eenstemmigheid te zijn over het effect van 'groen' voor invang van fijnstof (mond. meded. Jan Matthijssen (fijnstofdeskundige PBL). De laatste jaren zijn er met diverse soorten beplanting en beplantingsvormen als luchtfilter proeven gedaan. Naast bomen en heesters is uit onderzoek gebleken dat ook mos en vetplanten als Sedum fijnstof kunnen opvangen en vasthouden (Oosterbaan *et al*, 2006; www3.uni-bonn.de/Pressemitteilungen/moose-reduzieren-die-feinstaubbelastung/). Het is echter niet aangetoond dat bijvoorbeeld bomen langs wegen voor een reductie van fijnstof zorgen. Als er al een effect is, is het klein en wordt het effect overschaduwd door ruisfactoren.

Het gaat bij fijnstof vooral om de zogenaamde PM_{2,5}-deeltjes, deze zijn het meest schadelijk voor de mens omdat ze het diepst in de longen doordringen. Deze komen vooral vrij bij verbranding (industrie en verkeer). Het percentage van deze deeltjes is in steden hoger dan daarbuiten doordat de uitstoot van uitlaatgassen van verbrandingsmotoren in de stad groter is. Vanuit de landbouw is er ook een forse emissie van fijnstof. Vanwege de gespreide ligging van landbouwbedrijven ligt deze fijnstof als een deken over Nederland. Het vrijkomen daarvan is lastig te beïnvloeden. Om pragmatische redenen gaat de aanpak van deze belasting vooralsnog het meest uit daar waar de blootstelling groot is, dus in steden en dorpen (in tegenstelling tot de brongerichte aanpak).

Het ministerie van Infrastructuur en Milieu (voormalig V&W/VROM) komt op basis van onderzoek tot de conclusie: "De binding van fijn stof door groenelementen is echter niet zodanig dat groenelementen ingezet kunnen worden ter bestrijding van fijn stof in Nederland. Groenelementen kunnen wel ingezet worden om de lucht te zuiveren op plaatsen die op of tegen de grenswaarden zitten, de zogenaamde 'hotspots'. De beplanting kan op deze plaatsen helpen het aantal dagen dat de grenswaarde wordt overschreden te verminderen." (www.groeneruimte.nl/dossiers/groen_en_luchtkwaliteit/home.html). Matthijssen en Koelemeijer (2010) geven aan dat maatregelen in het stedelijk gebied langs straten nadrukkelijk overwogen moeten worden, omdat daar hoge concentraties voorkomen.

Wetende dat de effecten van invang van fijnstof door groen onzeker zijn, is er desalniettemin uitwerking gegeven aan het opstellen van een landelijke kaart "Potentiële fijnstofinvang door groene vegetaties". Dit bij wijze van vingeroefening hoe deze ecosysteemdienst zou kunnen worden ingezet voor landelijke toepassing.

Literatuur

- Matthijssen J. & R. Koelemeijer (2010). Beleidsgericht onderzoeksprogramma fijn stof. Resultaten op hoofdlijnen en beleidsconsequenties. PBL-rapport 500099013/2010. Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Den Haag/Bilthoven.
- Oosterbaan A., B. de Vries en F. Tonneijck (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. Alterra-rapport 1419. Alterra, Wageningen UR. 58 pp.

Landelijke kaart “potentiële fijnstofinvang door groene vegetaties”

Anne Oosterbaan en Michel Kiers (Alterra Wageningen UR)

Inleiding

Groene vegetaties (vooral opgaande begroeiingen, waar lucht doorheen kan stromen) kunnen fijnstof invangen. Omdat fijnstof vanwege de gezondheidsbedreigende werking een landelijk (en Europees) probleem is, lijken er kansen voor groen om als ecosysteemdienst bij te dragen aan een goede luchtkwaliteit.

Resultaat

Landelijke potentie invangen fijnstof

Als basis voor het maken van een landelijk kaart voor de potentiële fijnstofinvang is de grondgebruikskaart LGN-5 gebruikt. Aan alle grondgebruiksvormen is een potentieel invangcijfer (in kg per ha per jaar) toegekend. De invangcijfers zijn hoofdzakelijk gebaseerd op de cijfers van tabel 8.1.1. Deze geven de gemiddelde hoeveelheid fijnstof aan die per jaar per hectare kan worden ingevangen. Hierbij gaat het om de verticale depositie (deze is berekend uitgaande van een gemiddelde fijnstofconcentratie van $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) weer, zonder rekening te houden met verwaaiing en ook zonder rekening te houden met de zijwaartse invang, die ontstaat doordat de wind door het element kan waaien (Oosterbaan *et al.*, 2006).

Tabel 8.1.1 Basiscijfers voor invang van fijnstof (kg/ha.jr) voor verschillende begroeiingen. Invang berekend op basis van een gemiddelde hoeveelheid aanwezige fijnstof in de atmosfeer van $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Naaldbos	Loofbos	Riet	Grasland	Landbouwgewas (ca. 2m)
Totaal (kg/ha/jaar)	126,93	72,85	49,67	36,42	12,25

Tabel 8.1.2. geeft het overzicht van de potentiële fijnstofinvang voor alle op de LGN-kaart voorkomende vormen van grondgebruik.

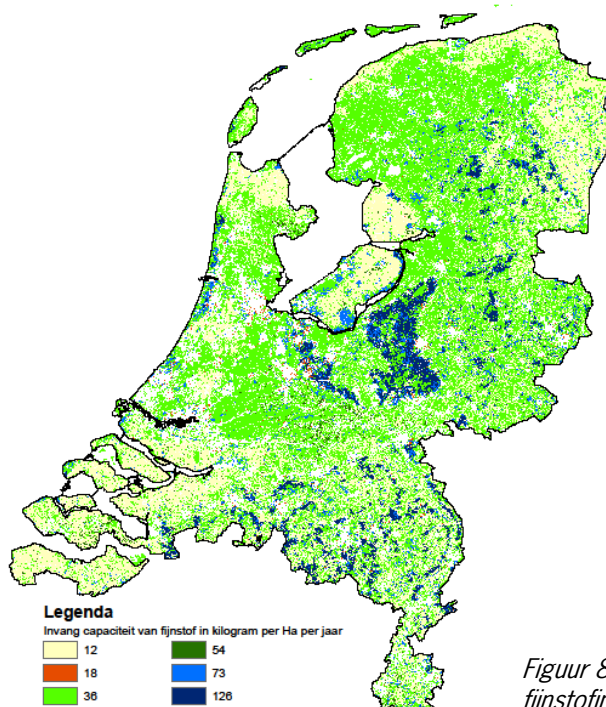
Tabel 8.1.2. Toegekende waarden voor fijnstofinvang aan op de LGN-kaart voorkomende grondgebruiksvormen.

Grondgebruik	Waarde fijnstofinvang	Opmerkingen
Gras	36.42	
Akkerbouwgewassen	12.25	
Glastuinbouw	onbekend	
Boomgaard	54	gemiddelde van gras en loofbos
Bollen	12.25	
Loofbos	72.85	
Naaldbos	126.93	
Zoet en zout water	onbekend	
Stedelijk bebouwd gebied	onbekend	
Bebouwing in buitengebied	onbekend	
Loofbos in bebouwd gebied	72.85	
Naaldbos in bebouwd gebied	126.93	
Bos met dichte bebouwing	18	1/4 van loofbos
Gras in bebouwd gebied	36.42	
Kale grond in bebouwd buitengebied	onbekend	
Hoofdwegen en spoorwegen	onbekend	
Bebouwing in agrarisch gebied	onbekend	
Kwelders	36.42	als grasland
Open zand in kustgebied	onbekend	

Grondgebruik	Waarde fijnstofinvang	Opmerkingen
Open duinvegetatie	36.42	als grasland
Gesloten duinvegetatie	36.42	als grasland
Duinheide	36.42	als grasland
Open stuifzand	36.42	als grasland
Heide	36.42	als grasland
Matig vergraste heide	36.42	idem
Sterk vergraste heide	36.42	idem
Hoogveen	36.42	idem
Bos in hoogveengebied	72.85	als loofbos
Overige moerasvegetatie	36.42	als grasland
Rietvegetatie	36.42	als grasland
Bos in moerasgebied	72.85	als loofbos
Veenweidegebied	36.42	als grasland
Overig open begroeid natuurgebied	36.42	als grasland
Kale grond in natuurgebied	onbekend	

Om een landelijk beeld te genereren van de potentiële invangcapaciteit van bepaalde type landgebruik/vegetatietype is gekozen voor het LGN-5 bestand (figuur 8.1.1 - Landelijke kaart potentiële fijnstofinvang). Dit gridbestand van 25 bij 25 meter geeft namelijk het beste en meest recente landelijke overzicht van betreffend landgebruik. In het gridbestand is een veld aangemaakt en ingevuld conform tabel 8.1.2. Vervolgens is met ArcGis 9.2 de kaart vervaardigd door op dit veld de legenda te zetten en de waarden in klassen aan te geven zoals deze op de kaart te zien zijn. De kaart is weergegeven in figuur 8.1.1.

Ecosysteemdienst: Invangcapaciteit fijnstof

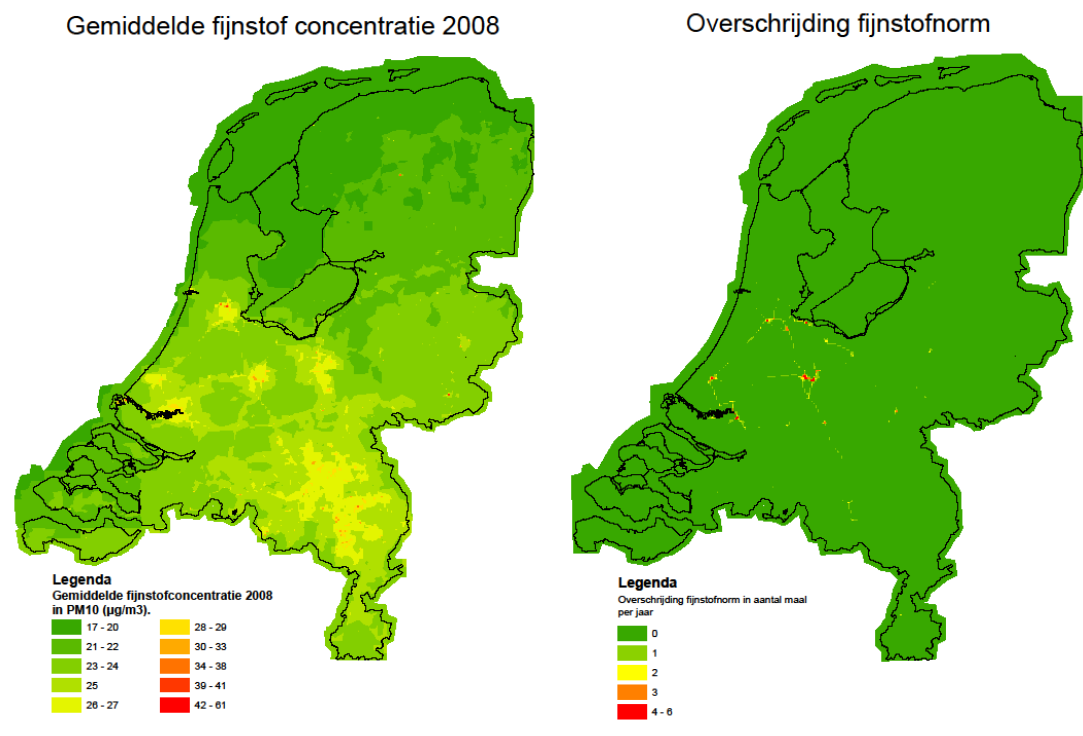


Figuur 8.1.1. Landelijke kaart potentiële fijnstofinvang.

Op de kaart is te zien dat de grootste invangcapaciteit zit in de gebieden met veel (naald)bos, dus de oostelijke helft van het land (Veluwe, Drente), het zuiden (N-Brabant, Limburg) en de kustzone.

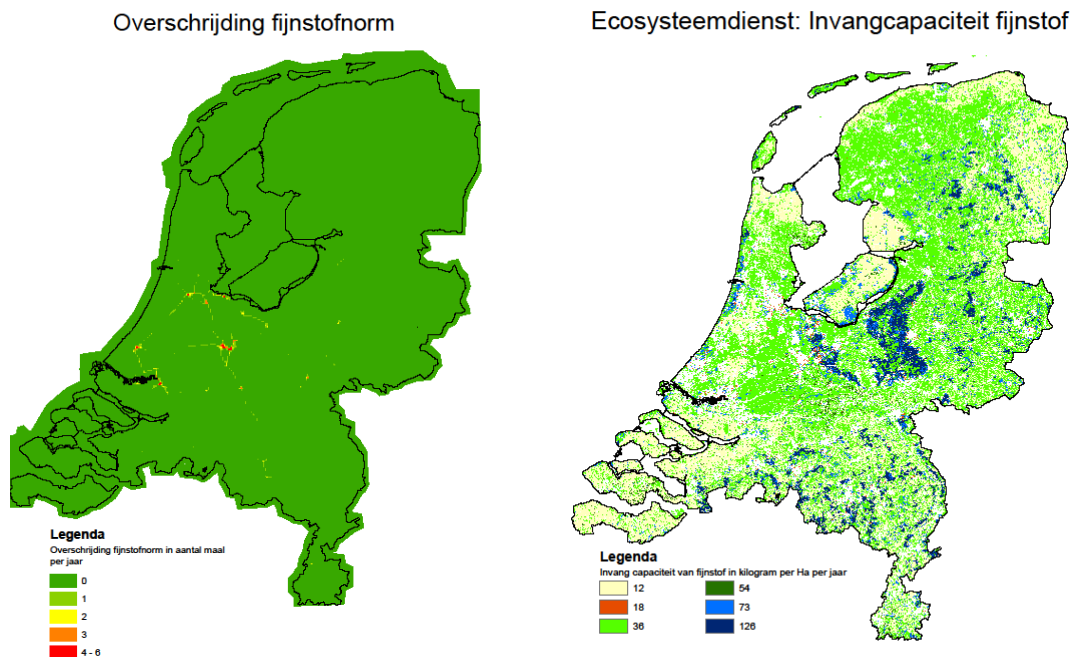
Vergelijking met huidige belasting met fijnstof

De landelijke concentratiekaart voor fijnstof is weergegeven in figuur 8.1.2 en is vervaardigd met ArcGis 9.2, op basis van het bestand "conc_pm10_2008.asc" van het RIVM. Voor de kaartweergave is dit .asc bestand omgezet naar een rasterbestand, waarna er een legenda op is gezet.



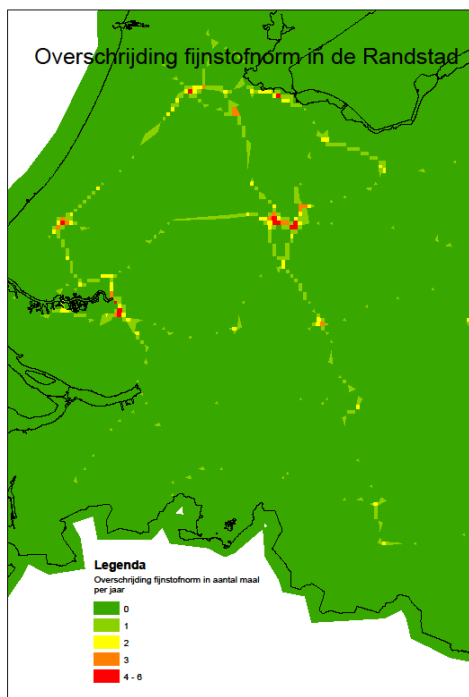
Figuur 8.1.2. De landelijke fijnstofconcentratie (gem. per jaar).

Figuur 8.1.3. Gebieden waar de fijnstofnorm overschreden wordt.



Figuur 8.1.4. Vergelijking normoverschrijdingen en de "groene invangcapaciteit".

De gebieden waar de fijnstofnorm wordt overschreden, liggen vooral bij de grote steden en langs de snelwegen (zie figuur 8.1.3; vervaardigd met ArcGis 9.2, op basis van het bestand "swc_pm10_2008.asc" van het RIVM). Vergelijking van de potentiële invangkaart met de overschrijdingskaart (figuur 8.1.4) laat zien dat dit deels al groene gebieden zijn (bijvoorbeeld Noord-Veluwe/Utrechtse heuvelrug), maar deel ook gebieden waar relatief weinig groen is (bijv. Zuid-Holland), zie ook figuur 8.1.5.



Figuur 8.1.5. Gebieden in de randstad waar de fijnstofnorm overschreden wordt.

Meer regionale/lokale berekeningen zijn eerder gemaakt voor een gebied bij Woudenberg en een deel van de Gemeente Boxtel. Uit beide berekeningen kwam naar voren dat de aanwezige opgaande groene landschapselementen al een niet onaanzienlijk deel van het lokaal geproduceerde fijnstof kunnen invangen en dat met aanleg van wat meer groen de lokale uitstoot als het ware 'geneutraliseerd' kan worden (Oosterbaan *et al.*, 2006, Oosterbaan *et al.*, 2009).

Kennislacunes

Bij het construeren van een landelijk beeld van de potentiële fijnstofinvang op basis van de LGN5-kaart doen zich enkele belangrijke kennislacunes voor.

- Opgaand groen wordt pas 'zichtbaar' als dit groen de meest voorkomende landgebruiksklasse is in een bepaalde cel van de gehanteerde landgebruikkaart. Het groen in de stad (waar juist veel fijnstof wordt geproduceerd) komt hierbij niet goed tot uitdrukking omdat dit groen, in een grid van 25 bij 25 m vaak te klein is om als meest voorkomende klasse aangemerkt te kunnen worden. Een bomenrij langs een weg zal bv niet snel zichtbaar zijn.
- We hebben het hier steeds over PM_{10} , dus fijnstofdeeltjes met een grootte tot 10 micromillimeter. In de toekomst gaat meer gekeken worden naar de fijnste en meest schadelijke fractie hiervan, de $PM_{2.5}$. Hiervoor zijn in 2008 Europese normen vastgesteld. Het lijkt er op dat de bestaande grens- en richtwaarden voor $PM_{2.5}$ kunnen worden gehaald, maar dit is voor de toekomst onzeker omdat in 2013 de Europese richtlijn voor luchtkwaliteit wordt herzien (Matthijsen *et al.*, 2009). Over de relatie groen en $PM_{2.5}$ is nog weinig bekend.

Boodschap

Fijnstof is een belangrijk gezondheidsitem. Het is niet voor niets dat de Europese normen steeds worden aangescherpt.

Begroeiing heeft belangrijke capaciteit voor het invangen van fijnstof. Deze wordt nu nog maar spaarzaam benut. Alle soorten begroeiing kan fijnstof invangen; 'poreus' opgaand groen (beplantingen waar de wind doorheen kan) doet dat het meest efficiënt doordat er naast de verticale depositie, ook zijwaarts en binnenin in de beplanting fijnstof wordt ingevangen.

Er zijn goede mogelijkheden voor het bewust benutten van de mogelijkheden van begroeiing. De invang van fijnstof door beplantingen is prima te combineren met andere ecosysteemdiensten zoals recreatieve waarde, klimaatregulatie (binnenstad) en biodiversiteit.

Perspectief

Aanleg en ontwikkeling van nieuw groen kan vrijwel altijd ten dienste van meerdere functies. Zo zal ook de ecosysteemdienst 'fijnstofinvang' meestal in combinatie met andere ecosysteemdiensten van groen worden benut.

Kansrijke toepassingen van groen voor fijnstofinvang kunnen worden gevonden in het stedelijk gebied (waar de fijnstofconcentratie in de lucht vrijwel altijd hoger is dan de stadsomgeving) en bij lokale fijnstofbronnen zoals (snel)wegen en fijnstofproducerende bedrijven (industrieën met verbanding, pluimveehouderijen e.d.)

Er is een wettelijke verplichting om bij infrastructurele werken te kijken of voldaan wordt aan de normen voor de luchtkwaliteit. Hierin zitten ook normen voor fijnstof (voor PM_{10} en voor $PM_{2,5}$).

Literatuur

Beijk, R., R. Hoogerbrugge, T.L. Hafkenscheid, F.Th. van Arkel, G.C. Stefess, A. van der Meulen, J.P. Wesseling, F.J. Sauter, R.A.W. Albers (2006). PM_{10} : Validatie en equivalentie 2006. RIVM rapport 680708001 / 2007. 30 p.

Oosterbaan A., B. de Vries en F. Tonneijck (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. Rapport 1419. Alterra Wageningen UR. 58 p.

Oosterbaan, A., C.A. van de Berg, T.J.A. Gies & A.J. Griffioen (2009). Een nieuwe landschapsdienst: landschapselementen voor een goede luchtkwaliteit, Rapport 1949. Alterra Wageningen UR, 29 p.

Matthijsen, J., B.A Jimmink, F.A.A.M de Leeuw, W. Smeets (2009). Attainability of $PM_{2,5}$ air quality standards, situation for the Netherlands in a European context. Netherlands Environmental Assessment Agency, (PBL). ISSN: 1875-2322 (print) ISSN: 1875-2314 (online)

Bijlage 8.2 Culturele ecosysteemdiensten, gericht op beleving

Inleiding

Het geheel aan ecosystemen bepaalt onze leefomgeving. Deze omgeving levert ons een scala aan fysieke diensten: de productie- en regulerings- en ondersteunende diensten. Een vierde categorie wordt gevormd door de culturele diensten. Deze categorie bundelt vooral de materiële en immateriële waarden die mensen aan natuur hechten vanuit recreatieve, spirituele en emotionele aspecten (Liekens *et al.*, 2009). Ze worden ook wel aangeduid als diensten waarbij een of andere vorm van informatieoverdracht aan de mens aan de orde is (De Groot *et al.*, 2010).

- Bij recreatie gaat het om het bieden van recreatiemogelijkheden in zowel natuur- als cultuurlandschappen: wandelen, fietsen, hardlopen, vissen.
- Bij gezondheid gaat het om de heilzame werking die uitgaat van het aanwezig zijn (bv wandelen) of actief zijn (bv tuinieren) in een groene omgeving (vitamine Groen) (Groenewegen *et al.*, 2006; Maller *et al.*, 2008; Ronde, 2009; www.sd-commission.org.uk). Ook kan het gaan om het kunnen beleven van nachtelijke duisternis.
- Bij cultuurhistorie/bodemarchief gaat het om de informatie over de wordingsgeschiedenis (geomorfologie, ontginningsgeschiedenis) die in het landschap, de voorkomende planten- en diersoorten en de bodem ervan is vastgelegd.
- Bij inspiratie, esthetiek, religie en educatie gaat het om de bevorderende, stimulerende werking van landschap/ecosystemen op deze zaken. Het zijn zaken die wat minder gemakkelijk zijn te kwantificeren en aan ecosystemen als zodanig zijn te koppelen, maar niettemin zeer belangrijke kwaliteiten zijn waar het landschap en de daarin voorkomende elementen een rol spelen. Denk bijvoorbeeld aan de landschapschilderkunst.

Voorbeeldkaarten van diverse culturele ecosysteemdiensten

Voor dit project kon slechts beperkt aandacht worden geschonken aan culturele ecosysteemdiensten. Dit werd onder andere bepaald doordat culturele diensten lastiger dan andere diensten te kwantificeren zijn en moeilijker aan ecosystemen afzonderlijk zijn toe te schrijven maar meer op landschapsschaal genoten worden (Willemsen (2010). Temorshuizen & Opdam (2009) spreken daarom ook wel over landschapsdiensten. We volstaan met het presenteren van enkele kaarten die aspecten van culturele diensten in beeld brengen: de beschikbaarheid en waardering van een aantal recreatievormen dat aan het landelijke gebied is verbonden en een aantal aan het landschap verbonden kwaliteiten die voor de beleving ervan van belang zijn.

Wandelen en fietsen

(bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl)

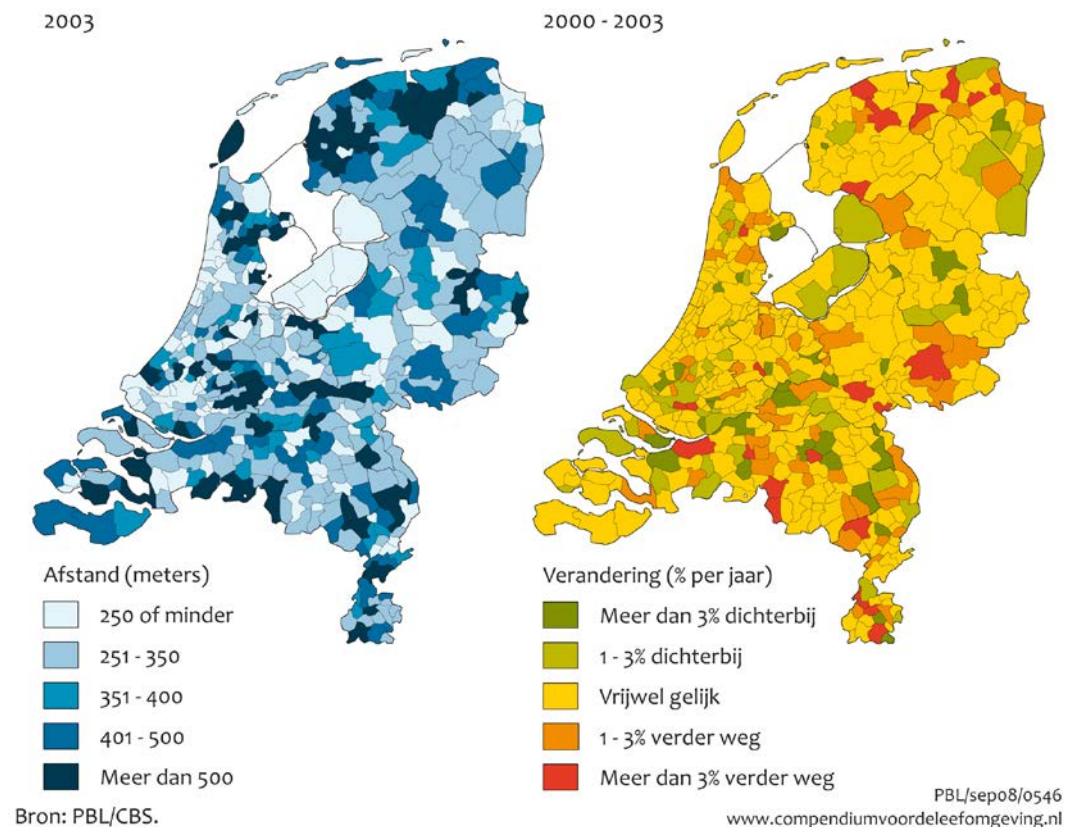
Afstand tot openbaar groen en regionale verschillen

Groen in de woonomgeving is onder andere van betekenis voor recreatie (wandelen en fietsen). Naast de toegankelijkheid en bruikbaarheid is de afstand tot groen (bereikbaarheid) van belang. De gemiddelde afstand van huis tot openbaar groen voor heel Nederland is ongeveer 370 meter. In de provincies Friesland en Zeeland, en in regio's als het rivierengebied, Noord- en Zuid-Limburg is de afstand tot openbaar groen duidelijk groter dan dit landelijk gemiddelde. Positief qua bereikbaarheid scoren regio's als Flevoland, grote delen van Noord-Holland, Rotterdam en de Veluwe. In de periode 2000-2003 is de afstand tot openbaar groen in de meeste gemeenten vrijwel gelijk gebleven (figuur 8.2.1).

Bereikbaarheid van andere typen groen

Behalve openbaar groen is er ook semi-openbaar groen (volkstuinten, sportterrein, verblijfsrecreatief terrein en begraafplaatsen) en agrarisch groen. Ook deze groene gebieden kunnen een deel van de wensen van mensen opvangen. Landelijk is de afstand tot het semi-openbaar groen iets groter geworden, maar vooral de afstand tot agrarisch groen is sterk toegenomen (Vreke *et al*, 2007). Als we de groensoorten onderling vergelijken dan is voor heel Nederland het agrarisch groen het meest nabij gelegen groen (280 meter). Dat geldt niet voor de G31, de 31 gemeenten uit het Grote Stedenbeleid (GSB), want daar is de afstand tot het agrarisch groen ruim 2 maal zo groot (ruim 600 meter) en bij de G4 zelfs 4 maal zo groot (ruim 1200 meter). Bij de G31 ligt het openbaar groen juist het meest dichtbij (ongeveer 270 meter).

Afstand tot openbaar groen



Figuur 8.2.1. Het aanbod aan recreatiemogelijkheden is het grootst in het zuiden en oosten van Nederland en aan de kust (duinen). In de periode 2003-2006 bleef het aanbod in vrijwel heel Nederland gelijk, met plaatselijk een toe- of afname.

Ligging recreatieplaatsen

Het aantal recreatieplaatsen is het aantal mensen waaraan dagelijks de gelegenheid wordt geboden om aan de betreffende activiteit deel te nemen (De Vries, 2004). Gemiddeld ligt het aantal recreatieplaatsen per km² in Nederland voor wandelen op 112 en voor fietsen op 82. De regio's met een relatief groot aanbod zijn vooral de zandgronden in het midden, oosten en zuiden van Nederland en de duinenrij in West-Nederland. De geringere mogelijkheden in de Randstad zijn mede een gevolg van het ontbreken van bossen in deze regio, een grondgebruik met een relatief hoge opvangcapaciteit. Een hoge opvangcapaciteit wil zeggen dat veel mensen er gebruik van kunnen maken zonder dat ze elkaar fysiek of visueel hinderen.

Ontwikkeling aanbod recreatieplaatsen

In de periode 2003-2006 is het aanbod in het grootste deel van Nederland gelijk gebleven, zeker voor de fietsmogelijkheden. Bij de fietsmogelijkheden is er nauwelijks sprake van een toename. Op enkele plaatsen, waaronder in de Randstad, is wel sprake van een lichte afname van de fietsmogelijkheden. Bij de wandelmogelijkheden is de toename in Groningen, Friesland en enkele plaatsen in de Randstad opvallend. Dit zijn regio's die onder het gemiddelde scoren en waar de situatie qua aanbod dus is verbeterd. In de Randstad is er sprake van groei in de gemeente Haarlemmermeer (aanleg van het Floriadepark zal hier aan hebben bijgedragen), maar in het Groene Hart en de provincie Utrecht zijn ook gemeenten met een afname. Deze afname is (waarschijnlijk) het gevolg van voortgaande verstedelijking. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het absolute aanbod in de Randstad beperkt is, waardoor een kleine verandering procentueel gezien groot is.

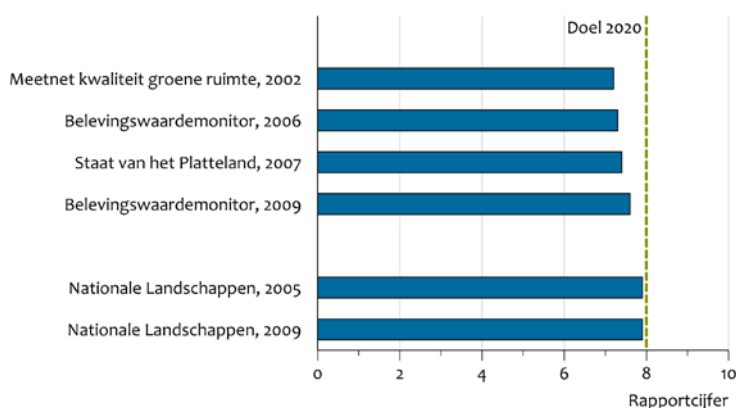
Waardering landschap

(bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl)

Waardering landschap lijkt toe te nemen

In 2009 krijgt het landschap in een gebied tot ongeveer 15 km van de woning (woonomgeving of woonregio) gemiddeld een 7,6 van de Nederlandse bevolking (De Boer en De Groot, 2010). Dit is 0,3 punt meer dan het rapportcijfer in 2006 toen gemiddeld een 7,3 werd gegeven. Een vergelijking van enquêtes onder de Nederlandse bevolking met een vergelijkbare vraagstelling om de waardering te meten, duidt er op dat de waardering van het landschap in de woonregio de afgelopen jaren is toegenomen (figuur 8.2.2).

Rapportcijfer aantrekkelijkheid landschap



Bron: WoON, bewerking PBL, bewerking WUR; SCP; WUR.

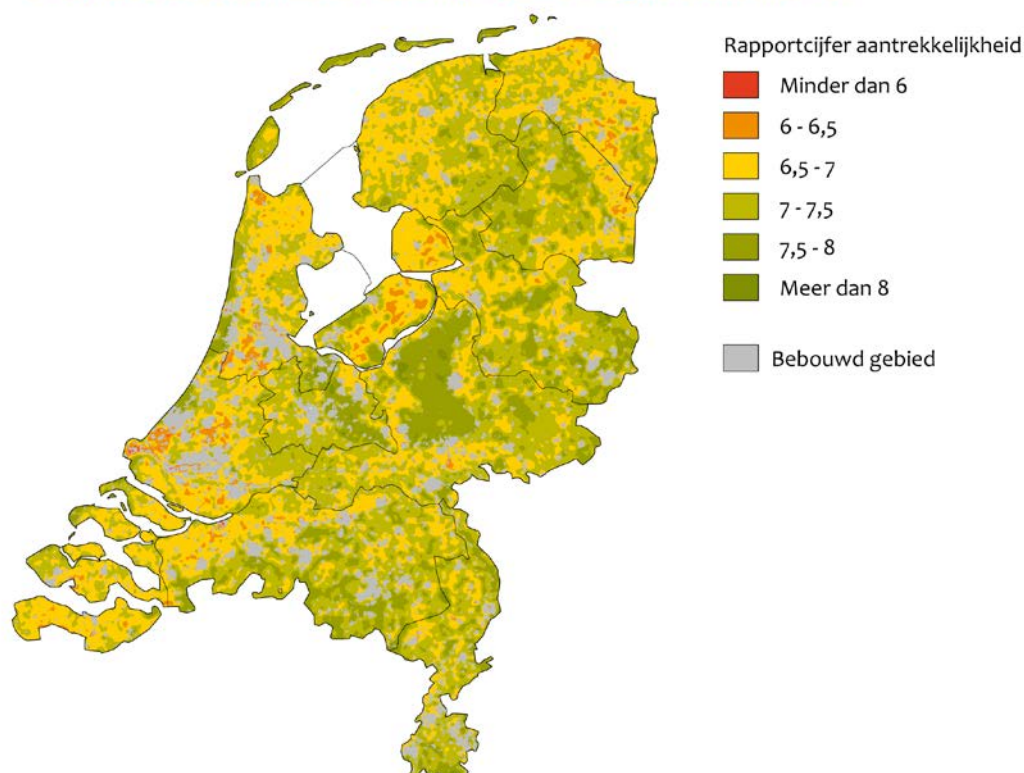
WUR/sep10/1541
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 8.2.2. Nederlanders geven het landschap in de omgeving waar men woont gemiddeld een 7,6. Vanaf 2002 neemt de waardering toe.

Fysieke landschapkenmerken

De beleving van het landschap is subjectief. De ene persoon zal een landschap immers anders waarderen dan een ander. De belevingskaart (figuur 8.2.3) geeft een gemiddelde waardering van het Nederlandse landschap door de bevolking op basis van fysieke landschapkenmerken. De kaart is gebaseerd op de aanwezigheid van twee positief gewaardeerde landschapkenmerken: natuurlijkheid en historische kenmerkendheid, en twee negatief gewaardeerde kenmerken: stedelijkheid en horizonvervuiling. Het belang van de verschillende landschapkenmerken voor de beleving is bepaald aan de hand van een enquête onder 4500 Nederlanders in 2006.

Voorspelde aantrekkelijkheid landschap op basis van gebiedskenmerken



Bron: Alterra.

WUR/sep07/1023
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 8.2.3. Belevingskaart landschap. Nederlanders waarderen vooral landschappen met een natuurlijk en historisch karakter.

Kleinschalige landschappen worden het meest gewaardeerd

Mensen waarderen de kleinschalige landschappen in de zandgebieden van Noord- en Oost-Nederland en de landschappen van de kustzone (duinen, strand) en het Heuvelland het meest. Open landschappen met veel verstedelijking en/of akkerbouw zoals de Zuidvleugel van de Randstad, de IJsselmeerpolders, en de klei- en veengebieden in Groningen, Friesland en Zeeland worden minder gewaardeerd. De belevingskaart geeft de waardering van het buitengebied weer; de stedelijke kernen zelf worden buiten beschouwing gelaten.

Zwemrecreatie

(Bron:www.rijkswaterstaat.nl/images/Factsheet%20zwemmen%20juni%202006_tcm174-276192.pdf)

Zwemmen in de natuur niet altijd zonder risico's

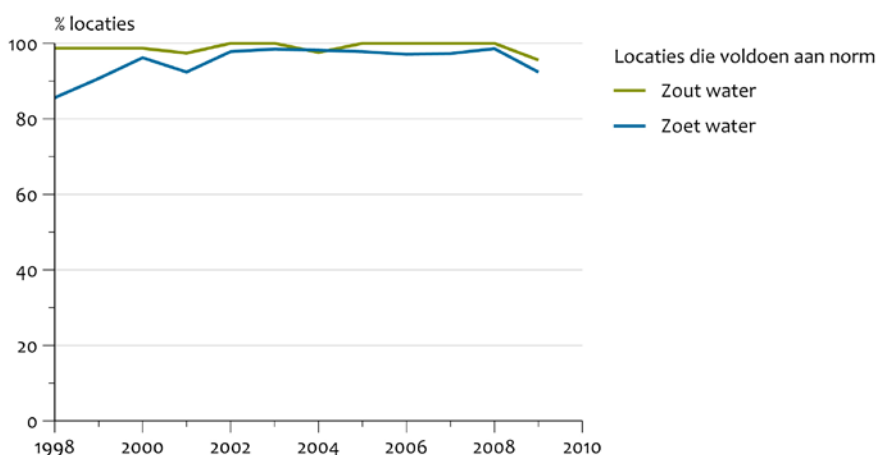
Zwemmen in de grote rivieren

Zwemmen in de grote rivieren als de Rijn, de Maas, de Waal, de IJssel en de Linge is door slechte waterkwaliteit of onveilige situaties sterk af te raden. Het is wel mogelijk om veilig te zwemmen bij de aangewezen zwemplaatsen in dode rivierarmen of in de uiterwaarden. Hier wordt de waterkwaliteit regelmatig gecontroleerd. Deze zwemplaatsen zijn te herkennen aan provinciale blauwe borden met witte letters. Verder zijn de dagrecreatiegebieden en natuurzwembaden natuurlijk veilig.

Waterkwaliteit

De waterkwaliteit in de grote rivieren is onbetrouwbaar en sterk wisselend, doordat er allerlei lozingen op uitkomen. Hierdoor kunnen er bijvoorbeeld te veel (ziekteverwekkende) bacteriën en virussen in het water voorkomen. Zwemmers kunnen daar ziek van worden. Naarmate de temperaturen stijgen nemen de risico's toe, omdat dan bijvoorbeeld blauwalgen (die kunnen giftig zijn), botulisme (kan ook gevaarlijk zijn voor mensen), parasieten (zwemmersjeuk), virussen en bacteriën een kans krijgen. Er vindt geen onderzoek plaats naar de zwemwaterkwaliteit van de grote rivieren. Dat is wel het geval is bij de officieel aangewezen zwemplaatsen (figuur 8.2.4). Rijkswaterstaat, provincies, waterschappen en zuiveringsschappen doen dat op de locaties die onder hun beheer vallen. Als er problemen zijn, worden die direct doorgegeven aan de provincies, die een coördinerende rol hebben op het gebied van zwemwater. Eventueel kan het zwemmen worden ontraden, of zelfs worden besloten tot een zwemverbod door de provincie.

Kwaliteit zwemwater



Bron: EEA.

PBL/dec10/0248
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 8.2.4. Kwaliteit zwemwater. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

Wat zijn de normen voor de zwemwaterkwaliteit?

Voor de zwemwaterkwaliteit gelden de wettelijk vastgelegde criteria. In relatie tot de droogteproblematiek zijn vooral de bacteriën relevant. Naast deze normen zijn virussen, parasieten en toxische stoffen door blauwalgen belangrijk. Daar bestaan echter geen harde criteria voor. Als gevaar dreigt voor de volksgezondheid (dat blijkt meestal pas als er mensen ziek worden), wordt gewaarschuwd of zelfs een zwemverbod afgekondigd.

Deze factsheet uit de Handreiking Watertekort en Warmte is opgesteld voor de interne communicatie van en tussen waterbeheerders, en de externe communicatie naar de media. De factsheet is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Desondanks wordt dringend geadviseerd de auteurs van deze factsheet te raadplegen bij met name het gebruik voor de externe communicatie (Juni 2006 Fact-sheet zwemmen, werkversie 1.2 blad 2 van 2).

Zwemplekken in oppervlaktewater

(Bron: www.rijkswaterstaat.nl/rws/riza/waterinbeeld/wic2006/index.html)

Mensen zwemmen in vele officiële binnen- en buitenzwembaden in Nederland, maar ook in oppervlaktewater of 'natuur-zwemwater', zoals plassen, meren en de zee. Men hecht daar grote waarde aan (Brouwer, 2003). Voor de oppervlaktewateren geldt dat de provincies (jaarlijks) locaties aanwijzen als officiële zwemwaterplek binnen de Europese Zwemwater-

richtlijn. Definities in de richtlijn dienen als basis voor de aanwijzing (Veer & Berkers, 2004). Voor de officieel als zwemwater aangewezen locaties wordt gegarandeerd dat de waterkwaliteit in het badseizoen regelmatig wordt gecontroleerd. De officiële zwemwaterlocaties worden bekend gemaakt bij het publiek, via zwemwaterfolders en provinciale informatie op Internet en op Teletekst.

Nederland had 634 officiële zwemwaterlocaties in oppervlaktewater in het jaar 2002, waaronder 77 kustwateren en 557 binnenwateren. Figuur 8.2.5 laat de ligging van de zwemwaterlocaties zien. Voor een overzicht van alle zwemwaterlocaties met naam en toenaam verwijzen we naar de publicaties van de Europese Commissie.

Het aantal officieel aangewezen zwemwateren fluctueert enigszins in de loop der jaren. Er komen soms zwemwateren bij en soms worden er zwemwateren van de lijst afgevoerd, bijvoorbeeld vanwege het geringe gebruik in de praktijk of vanwege onveilige situaties. Overigens kan een locatie niet zonder meer worden afgevoerd, de noodzaak daarvoor moet duidelijk zijn.

De provincies Noord- en Zuid-Holland hebben van alle provincies de meeste officiële zwemwaterplaatsen. Zij hadden er in 2002 elk circa 100. Daartoe behoort natuurlijk een flink aantal kustwateren. Noord-Brabant en Gelderland hebben ongeveer 75 zwemplekken. De provincies met de minste zwemwaterlocaties zijn Utrecht, Overijssel en Flevoland. Enkele voorbeelden van gemeenten met vrij veel zwemwaterplekken binnen de gemeentegrenzen zijn Amsterdam, Schouwen-Duiveland, Almere en Aa en Hunze.

Belangrijke zwemwatergebieden in Nederland zijn onder andere de Noordzeekust, de Deltawateren, het Zuid-Hollandse plassegebied, de meren en plassen in de Gooi- en Vechtstreek, de Friese Meren en de IJsselmeerkust.



Figuur 8.2.5. Zwemwaterlocaties in Nederland 2004 (totaal ca 630 locaties).

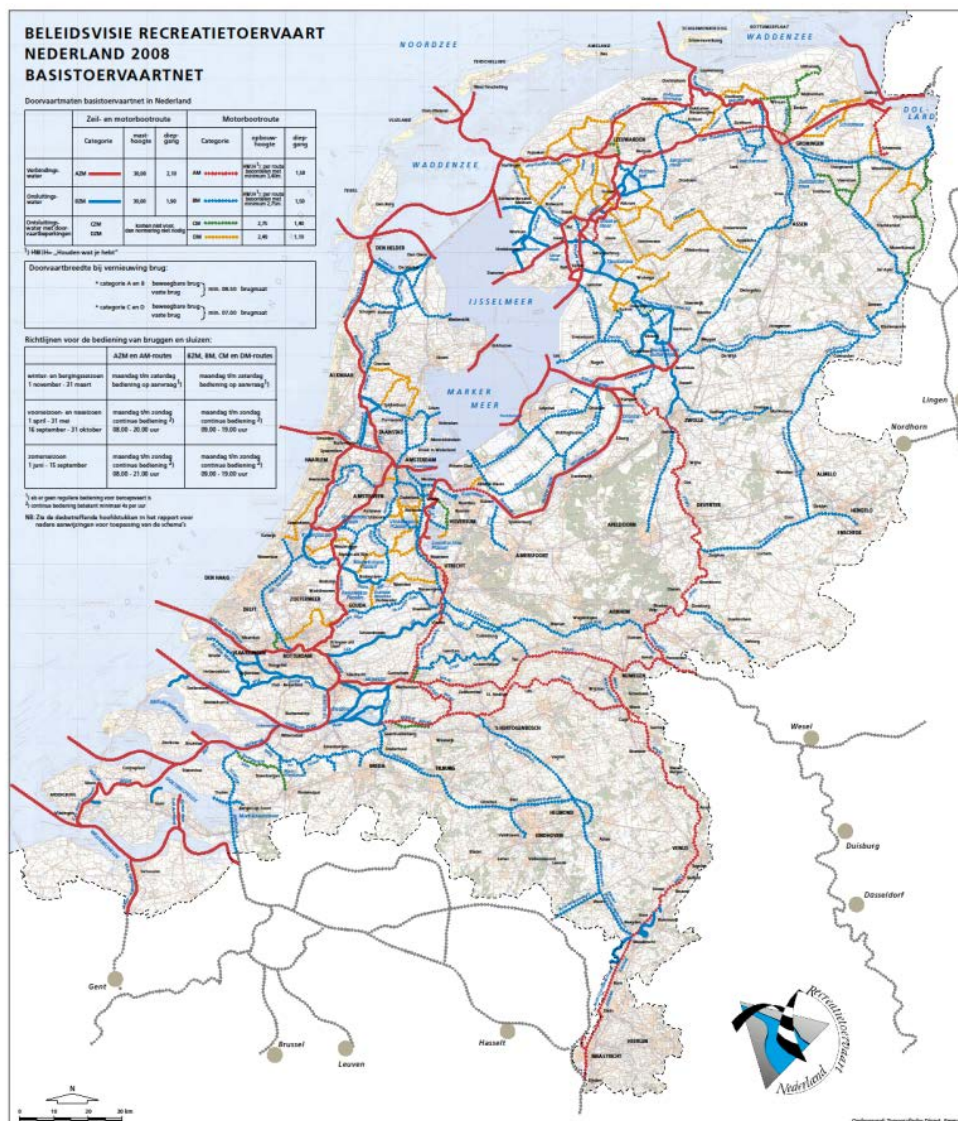
Bron: www.rijkswaterstaat.nl/rws/riza/waterinbeeld/wic2006/index.html

Vaarrecreatie

(bron: www.srn.nl/brtn.php)

Nederland is een waterland. Het netwerk van waterwegen, meren en plassen is uniek in Europa en bepalend voor ons landschap. Beroepsvaart en recreatievaart maken steeds meer gebruik van dit netwerk van vaarwegen. Voor het in stand houden en verbeteren van de vaarwegen voor de recreatievaart is de BRTN-2008 - 2013 opgesteld. Kanalen die niet meer geschikt zijn voor de beroepsvaart moeten beschikbaar blijven voor de recreatievaart. Verdere afdamming van deze kanalen moet worden voorkomen, bruggen en sluisen moeten in gebruik blijven en oude kanalen moeten weer bevaarbaar worden gemaakt.

Rijk, Provincies en watersportorganisaties hebben de stichting opgericht op 1 januari 1995 voor de uitvoering van een twintig jaar durend samenwerkingsproject. De behoefte aan directe betrokkenheid van de watersportorganisaties, decentralisatie van uitvoerende taken en kortere besluitvormingslijnen waren de belangrijkste redenen voor dit samenwerkingsproject. De stichting fungeert als aanspreek- en informatiepunt.



Figuur 8.2.6. Recreatietoerwaartnet in Nederland (beleidsvisie). Bron: www.srn.nl/publicaties.php.

Door de SNL is in 2008 de Beleidsvisie Recreatie Toervaart Nederland (BRTN) opgesteld. De visie biedt een ontwikkelingsperspectief voor vaarwegen in samenhang met de omgeving en draagt bij aan de versterking van de identiteit van Nederland als waterland. Op basis van de visie is een uitvoeringsprogramma per provincie opgesteld (figuur 8.2.6).

In de BRTN staat een integrale benadering centraal. De nautische aspecten van het toervaartnet in Nederland worden behandeld in relatie met de gewenste kwaliteitsverbetering in stedelijk en landelijk gebied. Natuur, milieu, cultuurhistorie en land- en oeverrecreatie zijn vaste elementen in dit perspectief voor het behoud en de ontwikkeling van vaarwegen. Het is de integrale aanpak die het ambitieuze uitvoeringsprogramma moet doen slagen.

Sportvisserij

(Bron:

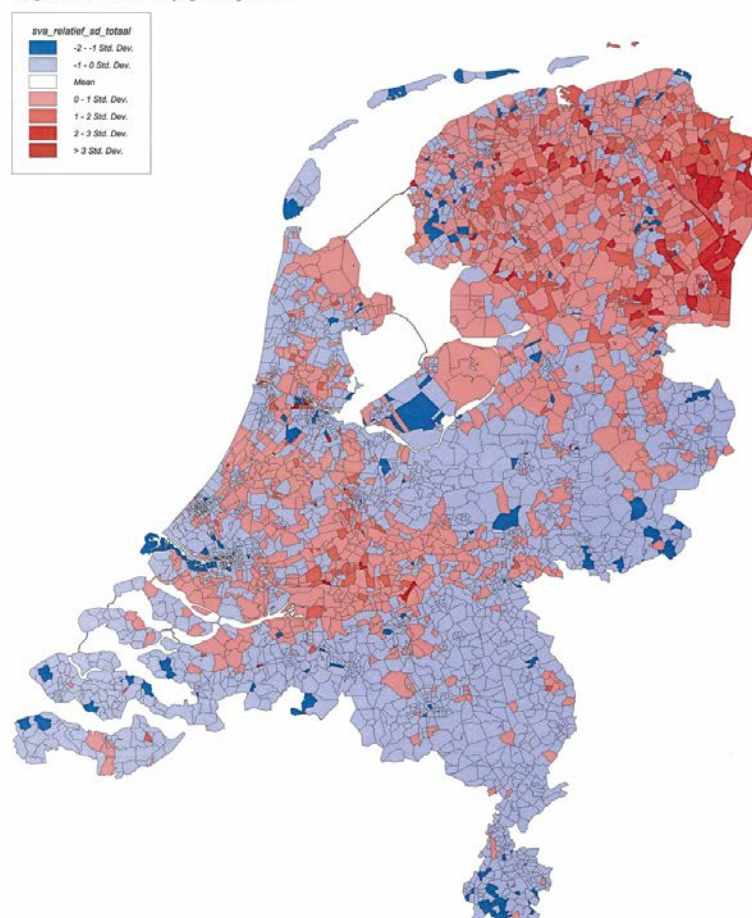
www.sportvisserijnederland.nl/sportvisserij_nederland/feiten_en_cijfer_economie_en_werkgelegenheid

Nieuwe cijfers sportvisserij

De Directie Visserij van het ministerie van LNV (thans opgegaan in EL&I) heeft onderzoek laten doen naar het economisch belang van de sportvisserij in Nederland en van de recreatief-toeristische potentie ervan, zie www.sportvisserijNederland.nl. (zie ook figuur 8.2.7).

Sportvisakte 2001

2001 Sportvisakte
percentageberekening sportvisakten per inwoner per 4 cijferig postcodegebied
weergave in standaard deviatie afwijking van het gemiddelde

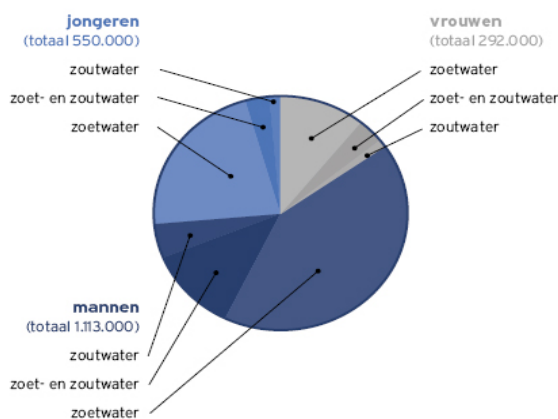


Figuur 8.2.7. Percentage sportvisaktes per inwoner per 4-cijfer postcodegebied. Weergave in standaarddeviate afwijking van het gemiddelde. (Bron: Raat & Brevé, 2003).

Uit recent onderzoek blijkt dat sportvisserij één van de meest beoefende buitenactiviteiten is. Opvallend is dat de sportvisserij de laatste jaren een gestage groei doormaakt. Het ontspannen in de natuur en de spanning van het vangen van een (grote) vis vormen nog steeds een succesvolle formule die de concurrentie van computerspelletjes, TV en sportactiviteiten blijkbaar moeiteloos aankan.

Een belangrijk kenmerk van de sportvisserij -en dat vormt ook haar kracht- is dat het dwars door alle lagen van de bevolking heen gaat. Sportvissen is een echte volkssport beoefend door jong & oud, arm & rijk, allochtoon & autochtoon. Opvallend is de grote en groeiende belangstelling van de jeugd voor het sportvissen. In 2004 waren er 550.000 sportvissers jonger dan 15 jaar!

De eerste uitkomsten van het TNS-NIPO onderzoek wijzen uit dat in 2010 nóg meer mensen gaan vissen dan in 2009! Zo blijkt dat Nederland in 2009 een kleine twee miljoen sportvissers telde en in 2010 ruim twee miljoen. Daaronder 1.300.000 mannen, 250.000 vrouwen en 550.000 kinderen (figuur 8.2.8).



Figuur 8.2.8. Deelname aan vissport (bron: Sportvisserij Nederland Jaarverslag 2009).

In nagenoeg elk water in ons land wordt gevist. Zoet of zout, de sportvisserij vormt de grootste groep waterrecreanten. Sportvisserij is niet alleen een veelbeoefende vorm van recreatie; met een totale omzet van bijna 700 miljoen euro per jaar is het ook een belangrijke economische activiteit (figuur 8.2.9). Tientallen groothandels, honderden hengelsportzaken, maar ook diverse bootverhuurbedrijven, reisbureaus en verblijfsaccommodaties zijn geheel of gedeeltelijk afhankelijk van de hengelsport. Uit recent onderzoek is gebleken dat met de sportvisserij in de Nederlandse binnenwateren 2.500 mensjaren aan werkgelegenheid is gemoeid. Voor de Nederlandse zeesportvisserij ligt het aantal mensjaren op 800. Met de Nederlandse sportvisserij is in totaal zo'n 3.300 mensjaren aan werkgelegenheid gemoeid (maximale schattingen).

(www.sportvisserij nederland.nl/over_ons/feiten_en_cijfers/economie_en_werkgelegenheid)



Figuur 8.2.9. Verdeling van aan sportvisserij gerelateerde uitgaven. Totaal 700 milj./jr. (www.sportvisserij nederland.nl).

Volks- en moestuinen

Volkstuinen zijn tuinen die niet direct bij een woning of gebouw horen, maar die al of niet in verenigingsverband door particulieren worden gebruikt. De grond is veelal gemeentelijke eigendom. Met het opkomen van de arbeidende klasse in de loop van de 19^e eeuw verschijnen volkstuincomplexen in de Nederlandse steden. Achterliggende doelen waren emancipatie van lagere bevolkingsgroepen en bijdrage in eigen goedkope, gezonde voedselvoorziening. Vanaf de zestiger van de 20^e eeuw raakten de economische overwegingen op de achtergrond en is het recreatieve element belangrijker geworden. Van meer recente datum is de aandacht voor de gezondheidsbevorderende effecten van tuinieren en vanwege de aantrekkingskracht van het zelf, omgevingsbewust voedsel kweken (Ronde, 2009; Bedaf *et al.*, 2011; Van den Berg & Custers, 2011; www.youtube.com/watch?v=1Uul-4sahyA).

Op dit moment zijn er in Nederland ongeveer 240.000 volkstuinen, verspreid over ca 1000 complexen (Van den Berg & Ronde, 2010), in 460 gemeenten met een totaal areaal van ca 4000 ha (CBS) (figuur 8.2.10).



Figuur 8.2.10. Volkstuinen in Nederland, 2006 (Bron: CBS).

Planologisch zijn volkstuinen kwetsbaar. In het verleden kwam het regelmatig voor dat complexen verplaatst of opgeheven werden vanwege gemeentelijke nieuwbouwplannen. Vanwege de groeiende inzichten in de welzijns- en gezondheidsbevorderende effecten van volks- en moestuinen lijkt deze tendens gekeerd (www.groenendestad.nl/stad_en_land/nieuws/minister_cramer_is_blij_met_revival_van_volkstuinen.htm; www.avvn.nl).

Stiltegebieden

(Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0498-Stiltegebieden-in-Nederland.html?i=16-44)

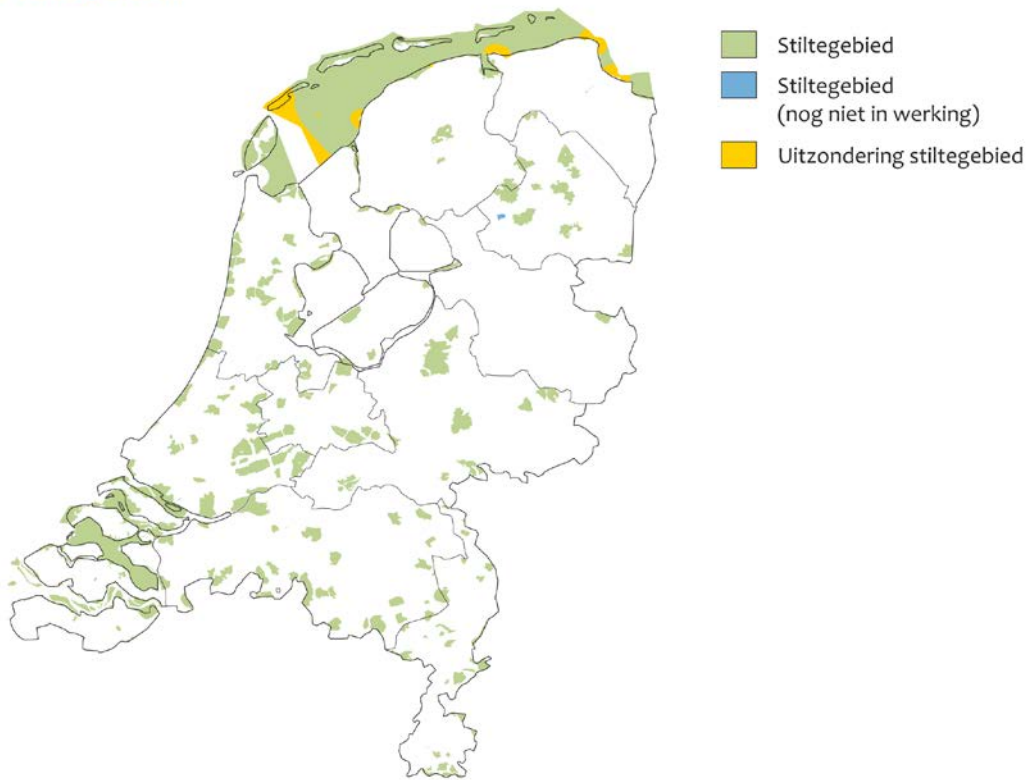
Steeds minder rust en stilte in Nederland

Het aantal plekken waar mensen kunnen genieten van rust en stilte neemt steeds verder af. Oorzaken hiervan zijn de toenemende mobiliteit en de oprukkende bebouwing en infrastructuur. Het totale gebied waar natuurlijke geluid overheerst wordt kleiner. Ook de periodes waarin alleen natuurlijke geluiden te horen zijn, worden korter (figuur 8.2.11).

Stiltegebieden in Nederland

In 2008 is circa 650 duizend hectare van Nederland aangewezen als stiltegebied, waarvan ruim 200.000 hectare in de Waddenzee en 150.000 hectare in de Zeeuwse wateren. Stiltegebieden worden door de provincies vastgelegd in het provinciale milieubeleidsplan.

Stiltegebieden



Bron: Provincies.

PBL/dec08/0498
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

Figuur 8.2.11. Stiltegebieden in Nederland, 2008.

Wat zijn Stiltegebieden?

Het begrip stiltegebied vindt zijn oorsprong in de Wet geluidhinder (Staatsblad, 1979). Stiltegebieden waren daarin gedefinieerd als gebieden waarin de geluidbelasting door toedoen van menselijke activiteiten zo laag is, dat de in dat gebied heersende natuurlijke geluiden niet of nauwelijks worden gestoord. In 1993 is het artikel over stiltegebieden in de Wet geluidhinder komen te vervallen en het wettelijk kader overgenomen in de Wet milieubeheer.

Tot de gebieden behoren in elk geval:

- de gebieden die in de Natuurbeschermingswet zijn aangewezen als beschermd natuurmonument of als staatsnatuurmonument;

- de gebieden die zijn aangewezen ter uitvoering van de Overeenkomst inzake watergebieden van internationale betekenis, in het bijzonder als verblijfplaats voor watervogels (Conventie van Ramsar (1971), Trb. 1975, 84).

Er kunnen bij het aanwijzen van stiltegebieden ook uitzonderingen worden gemaakt. Dit is het geval voor de stiltegebieden in de Waddenzee. Deze stiltegebieden bevatten de militaire laagvliegroutes bij Vlieland. Het areaal stiltegebied dat op de uitzonderingslijst staat is ongeveer 33.000 hectare. Er is één gebied in Nederland (Oosterzand in Drenthe) wat aangewezen als toekomstig stiltegebied. Dit gebied is ongeveer 500 hectare groot.

Ten opzichte van voorgaande inventarisaties is het totale oppervlakte stiltegebied nagenoeg gelijk gebleven. Ook valt op dat het aantal gebieden in de groep 'nog niet in werking' sterk is afgenomen.

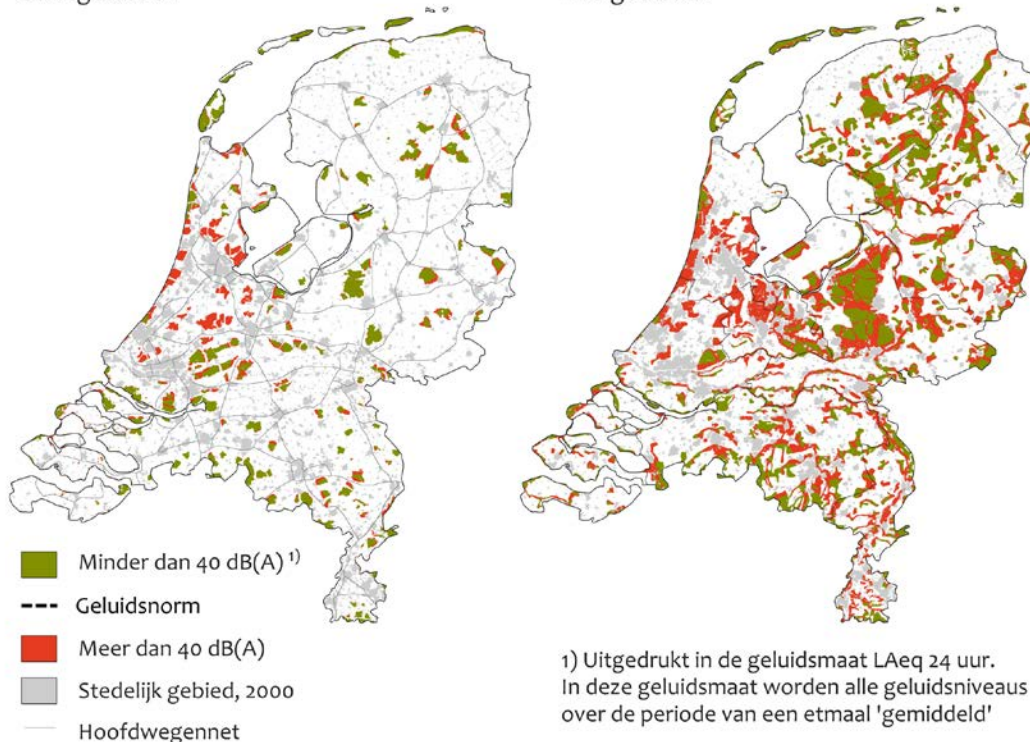
De Ecologische Hoofdstructuur

De Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is het belangrijkste onderdeel van het natuurbeleid. Het doel van de EHS is een aangesloten netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden met een integrale gebiedsbescherming. De geluidbelasting bepaalt mede de kwaliteit van de EHS.

Geluidbelasting, 2002

Stiltegebieden

EHS-gebieden



Bron: RIVM, NLR, AVV, AEA Technology Rail, Alterra.

PBL/deco3/0297
www.compendiumvoordeleefomgeving.nl

*Figuur 8.2.12. Stiltegebieden in relatie tot de ligging van de EHS.
 (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).*

Beleidsnorm EHS niet duidelijk

In het Nationaal Milieubeleidsplan 4 (NMP4) zijn geluidsdoelstellingen opgenomen voor de EHS (VROM, 2001). Dit is een gebied met een totaal oppervlak van circa 750.000 hectare. Deze doelstellingen houden in, dat de geluidskwaliteit binnen het gebied van de EHS in 2010 niet

verslechterd mag zijn ten opzichte van 2000. In 2030 dient de geluidskwaliteit binnen de EHS overall goed te zijn. In het NMP4 is in het midden gelaten waar de geluidskwaliteit van de EHS precies aan moet voldoen. Als wordt uitgegaan van de in het NMP3 nog gestelde geluidnorm van 40 dB(A) voor stiltegebieden, dan is in een groot deel van het areaal de geluidskwaliteit onvoldoende.

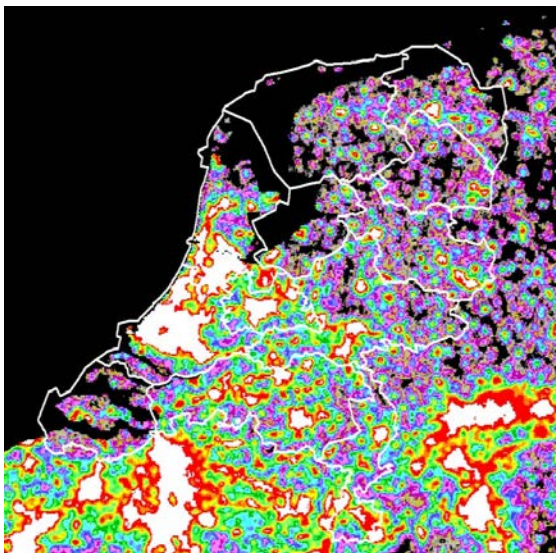
Geluidbelasting in stiltegebieden en EHS, 2002

Zowel in stiltegebieden als in de Ecologische Hoofdstructuur neemt het aantal plekken waar mensen kunnen genieten van rust en stilte steeds verder af. Oorzaken hiervan zijn de toenemende mobiliteit en de oprukkende bebouwing en infrastructuur (figuur 8.2.12).

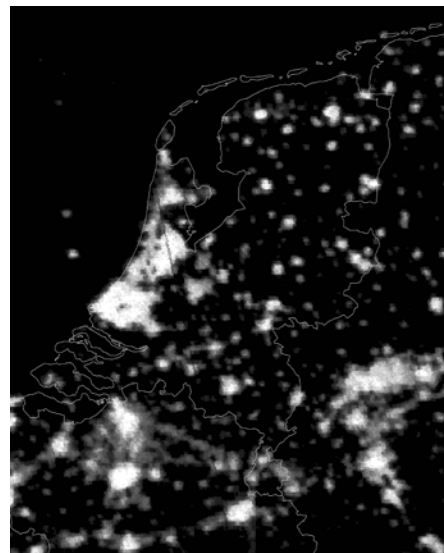
Duisternisgebieden

(Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl1030-Verlichting-in-de-nacht; www.platformlichthinder.nl).

Op het grootste deel van de aarde wordt de mate van duisternis alleen bepaald door de hemel die zich 's nachts boven elke locatie uitstrekt. De sterrenhemel die ongehinderd gezien kan worden was en is een bron van inspiratie en ontzag in alle culturen. In Nederland (en andere sterk geïndustrialiseerde landen) is dit ook zo, maar hier wordt de hemel ook verlicht door de kunstmatige verlichting vanaf de grond. Het licht dat van steden naar boven straalt, wordt verstrooid aan moleculen en stof deeltjes. Dit licht kan in een straal van ruwweg 50 kilometer weer naar beneden komen en daarmee de hemel helderder maken. In Nederland is de hemel daarom grijs of zelfs geel. De sterrenhemel is daardoor ernstig verbleekt, zelfs in maanloze nachten. De meeste lichtuitstraling is te zien bij de grote steden. Maar ook de kleinere plaatsen met hun verlichte sportvelden en opvallende gebouwen, de havens en grote industrieterreinen en de verlichte grote wegen dragen aan het gebrek aan duisternis bij. Een overheersende uitstraling is die van de vele kassen. Uit satelliet gegevens komt naar voren dat Nederland nu tussen de 1 en 27 keer lichter is dan het zonder die lichtbronnen zou zijn. Het ontbreken van de natuurlijke duisternis van de nacht wordt door velen negatief gewaardeerd (zie figuur 8.2.13 en figuur 8.2.14).



Figuur 8.2.13. DMSP data opgaand licht Nederland 1996, kleuren Sotto le Stelle (Bron: Sotto le Stelle, 2009)



Figuur 8.2.14. Verlichting in de nacht, satellietfoto NOAA, 1994 (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl)

Literatuur

- AVN, zonder jaar. Volkstuinparken als kwaliteitsimpuls voor het stedelijk groen. AVN - Landelijke organisatie voor hobbytuinders.
(www.avvn.nl/userfiles/files/AVN%20Folder%20Tuin%20Gemeenten%20LR.pdf)
- Bedaf, M., A.E. van den Berg, M. van Winsum-Westra, S. de Vries & S.M.E. van Dillen (2011). Gezond ouder worden dankzij volkstuin. *Nederlands Tijdschrift voor Geneeskunde* 155 (1): 4.
- Van Den Berg, A.E. & M.H.G. Custers (2011). Gardening Promotes Neuroendocrine and Affective Restoration from Stress. *J Health Psychol* vol. 16 (1): 3-11.
- Van den Berg, A.E. & K. Ronde (2010). Gezonder in de volkstuin; de gezondheid van stedelingen met en zonder volkstuin vergeleken. Resultaten uit het vitamine G3-onderzoek. Alterra Wageningen UR.
- Brouwer, R. (2003). De Baten van Schoner Zwemwater in Nederland. RIZA rapport 2003-008, nr. 1707838. Riza, Lelystad.
(www.mkbainderegio.nl/docs/baten_schoner_zwemwater.pdf)
- Groenewegen, P. P., Van Den Berg, A. E., De Vries, S. & Verheij, R. A. (2006). Vitamin G: Effects of green space on health, well-being, and social safety. *BMC Public Health*, 6, 149.
- Maller, C., M. Townsend, L. St Leger, C. Henderson-Wilson, A. Pryor, L. Prosser & M. Moore (2008). Healthy parks, healthy people. The health benefits of contact with nature in a park context. A review of relevant literature, 2nd edition. Deakin University, Burwood, Melbourne.
- Raat, L. & N. Brevé (2003). Wie is de sportvisaktekoper?. Analyse van de verkoopgegevens van de Sportvisakte 2001. Presentatie ovb-symposium Amsterdam, november 2003. OVB, Nieuwegein.
- Ronde, K. de (red) (2009). Groen is gezond. Belangrijkste conclusies uit het vitamine G onderzoeksprogramma. Symposium Natuur als Kuur, september 2009. Alterra/Nivel, 2009.
(www.kennisonline.wur.nl/BO/BO-02/902/producten.htm).
- Sotto le Stelle (2009). Donkerste plek Nederland. Onderzoek naar het donkerste gebied van Nederland en het donkerste gebied van elke provincie. Sotto le stelle, onderzoek en advies lichthinder.
(www.laathetdonkerdonker.nl/downloadfiles/RAPPORT%20DONKERSTE%20PLEK%20NEDERLAND.pdf).
- Termorshuizen, J. and P. Opdam (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology* 24(8): 1037-1052.
- Veer, M.M., & R.F.A. Berkers (2004). Zwemwater in Nederland. Mogelijke maatschappelijke en economische gevolgen van de nieuwe Europese zwemwaterrichtlijn. Stichting Recreatie, Den Haag.
- Willemen, L. (2010). Mapping and modelling multifunctional landscapes. Diss. WUR, Wageningen UR.

Bijlage 8.3 Bodemvruchtbaarheid

Verkenning, gebaseerd op: Hack-ten Broeke et al. 2008 en aanvullende kaarten gemaakt door Folkert de Vries (Alterra Wageningen UR).

Bodemvruchtbaarheid gezien vanuit duurzaamheid grondgebruik?

Eén van de ecosysteemdiensten waar we dagelijks mee van doen hebben is voedselproductie. Menselijke landbouwactiviteiten spelen hier een grote rol in, maar de landbouwkundige opbrengst wordt, met name als er geen kunstmest voorhanden is, in hoge mate bepaald door de bodemvruchtbaarheid. In het Millennium Ecosystem Assessment (MEA) wordt bodemvruchtbaarheid geplaatst als een ondersteunende ecosysteemdienst. Bodemvruchtbaarheid is het vermogen van de bodem om een gewas van voedingsstoffen te voorzien. Zij wordt bepaald door de chemische, fysische en biologische eigenschappen van de bodem. Bodemvruchtbaarheid is één van de factoren die de geschiktheid voor landbouw bepalen. Bij duurzaam beheer van de bodem gaat het niet alleen om de bodemvruchtbaarheid zelf, maar om de combinatie van een optimale gewasopbrengst bij een minimaal gebruik van hulpmiddelen en dus een minimale milieubelasting. In Nederland wordt de bodemvruchtbaarheid minder van belang onder invloed van menselijk handelen (met name ontwatering/beregening, grondbewerking, bemesting (kunstmest)) die echter nogal eens gepaard gaan met hogere milieubelasting. Het zijn ingrepen die alle veel hulpmiddelen vergen (arbeidsinzet, energie en stoffen). Vanuit duurzaamheidsoptiek kan het als een opgave worden gezien om die gronden voor voedselproductie te gebruiken die 'van nature' de meest geschikte bodemvruchtbaarheid hebben en tegelijkertijd dus een relatief lage milieubelasting. In deze bijlage wordt daarop ingegaan. De informatie is grotendeels ontleend aan Hack-en Broeke *et al.* (2008).

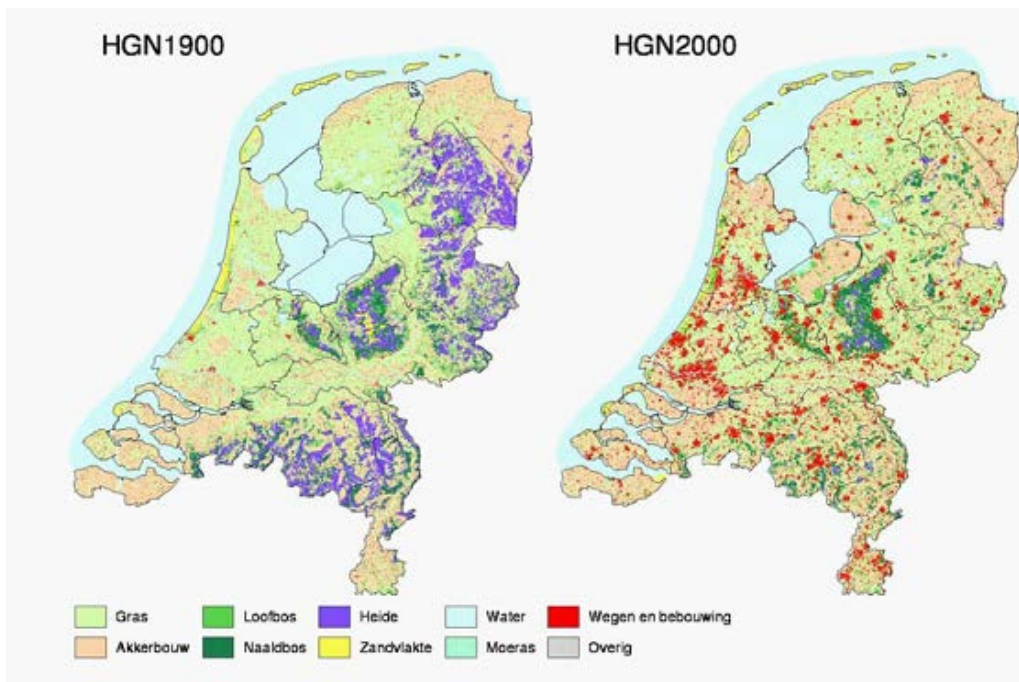
Waar liggen de gebieden met een hoge bodemvruchtbaarheid?

Om de van nature meest vruchtbare gronden te vinden, gronden waarbij minimale inzet van hulpmiddelen is vereist, is een eerste benadering om het grondgebruik in beeld te brengen voordat er sprake was van kunstmest, bestrijdingsmiddelen en grote waterhuishoudkundige ingrepen. De grondgebruikskaat van rond 1900 geeft dat weer (figuur 8.3.1). De situatie van 2000 illustreert de veranderingen, mede mogelijk gemaakt door de genoemde hulpmiddelen.

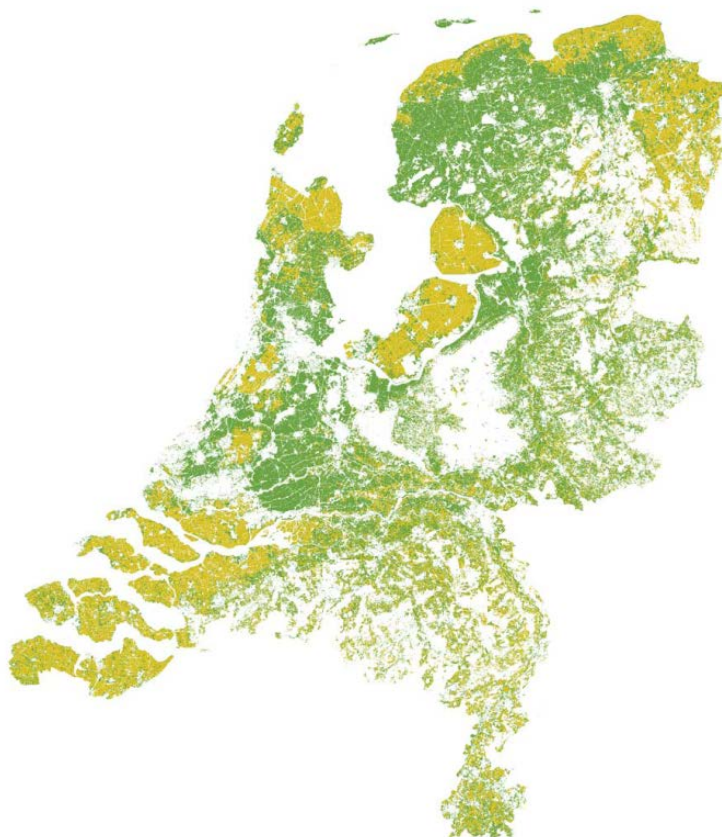
In die kaart vallen met name de uitgestrekte heidegebieden op in oostelijk en zuidelijk Nederland. Deze gronden konden pas in gebruik worden genomen na de introductie van kunstmest. Deze gebieden zijn dus van nature niet vruchtbaar als het gaat om landbouwkundig gebruik. Als basis voor de verdere kaarten nemen we het areaal dat in Nederland op dit moment in landbouwkundig gebruik is, onderverdeeld in akker- en weidebouw (figuur 8.3.2).

Waterbeschikbaarheid

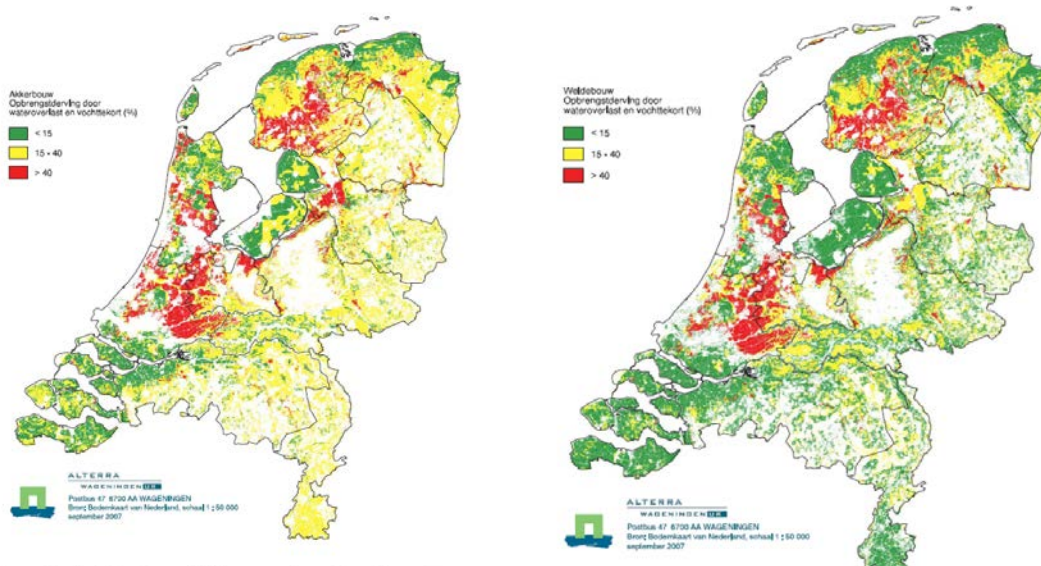
Waterbeschikbaarheid is één van de basisfactoren voor de bodemvruchtbaarheid. In Nederland gaat het om de juiste beschikbaarheid: niet teveel en niet te weinig. In figuur 8.3.3 is weergegeven wat de opbrengstdepressie is voor akkerbouw (links) en voor grasland (rechts), als gevolg van droogteschade in de zomer en natschade in het winterseizoen en voorjaar. Dit bij de huidige ontwateringssituatie (zonder de mogelijkheid van beregening te betrekken). De groene kleuren geven aan waar wat vochthuishouding betreft de meest geschikte gronden liggen. Tegelijk toont deze kaart waar landbouwkundige productie baat heeft/zou hebben bij verdere optimalisering van de waterbeschikbaarheid. Bedacht moet worden dat deze optimalisering negatieve milieu-effecten kan hebben, zoals versterkte uitspoeling van nutriënten of oxidatie van de veenbodem.



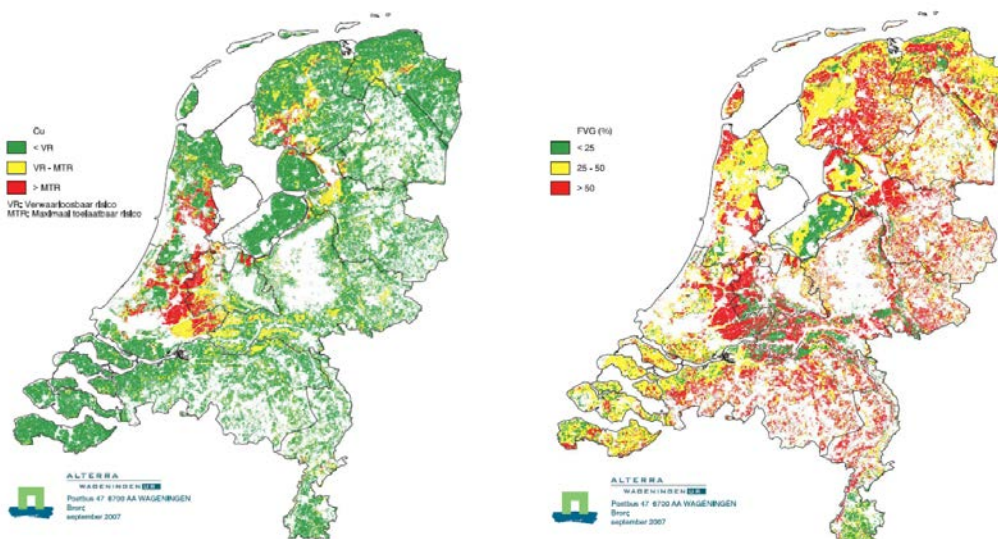
Figuur 8.3.1. Grondgebruik in Nederland in 1900 (HGN-1900 en in 2000 (HGN2000). Bron: Hack-Ten broeke et al., 2008).



Figuur 8.3.2. Het huidige landbouwkundig gebruik: akkerbouw en weidebouw.



Figuur 8.3.3 Opbrengstdepressies in de akkerbouw (links) en weidebouw (rechts) als gevolg van droogte- en natschade (exclusief beregeningseffecten). Bron: Hack-ten Broeke et al., 2008.



Figuur 8.3.4. Kopergehalte (links) en fosfaatverzadiging (rechts) van gronden in landbouwkundig gebruik. Bron: Hack-ten Broeke et al., 2008.

Legenda: VR = verwaarloosbaar risico; MTR = Maximaal toelaatbaar risico voor de ecologische kwaliteit (Kaderrichtlijn Water). FVG= Fosfaatverzadiging. Bodems met een FVG hoger dan 25% worden als fosfaatverzadigd beschouwd. Dit houdt in dat fosfaatverlies naar grond- en oppervlaktewater kan leiden tot overschrijding van de waternormen.

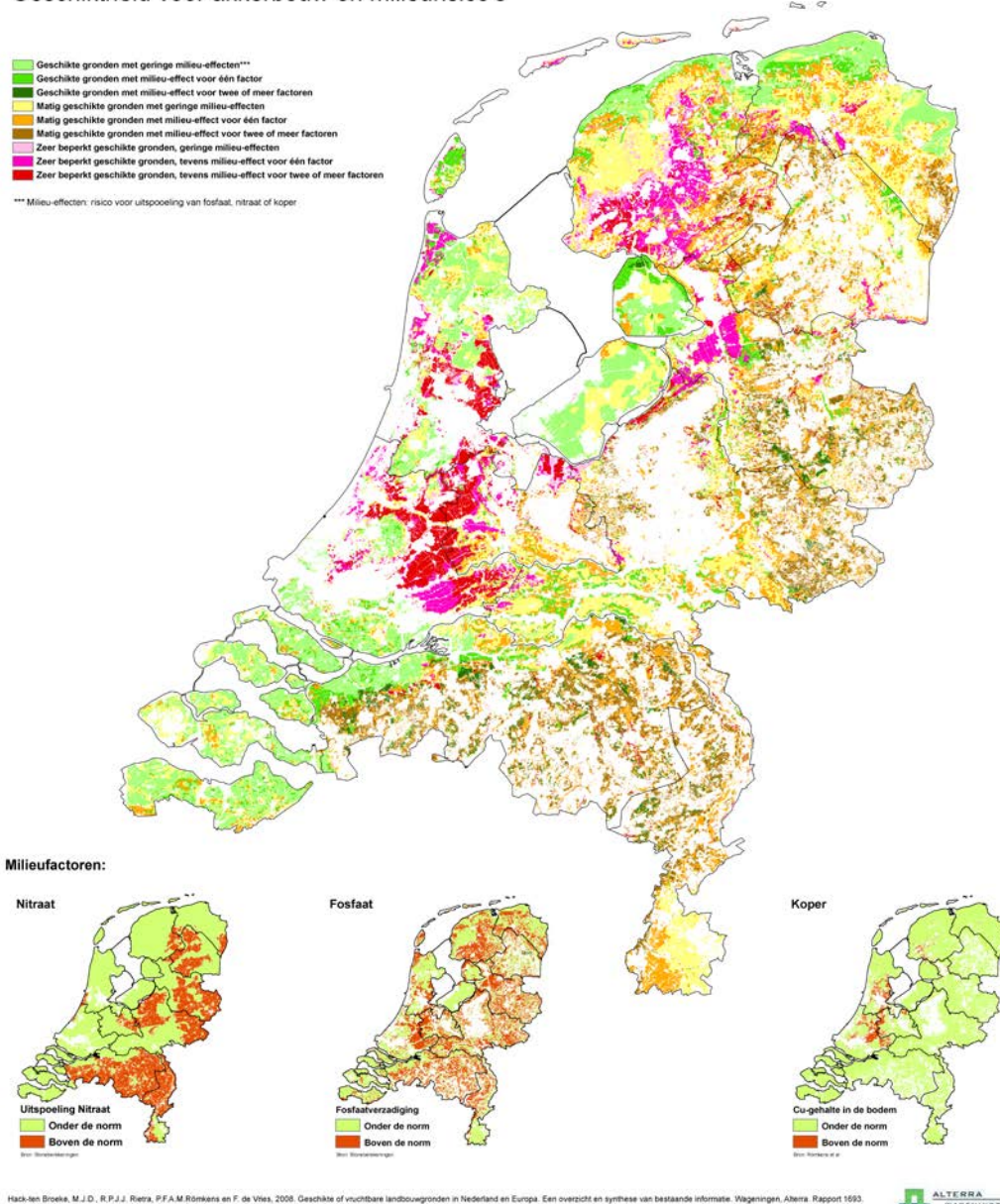
Milieukwaliteit

De huidige milieukwaliteit van de bodem geeft indicaties over mogelijkheden voor duurzaam landbouwkundig gebruik. Negatieve indicaties komen voort uit:

- Ophoping metalen (CU, Zn) in de bodem. Deze worden aangevoerd als 'bijproduct' via bemesting. Hoge concentraties geven aan dat er veel mest is opgebracht en dat de eigen bodemvoorraad kennelijk tekort schiet en dat bemesting noodzakelijk is (figuur 8.3.4).
- Fosfaatverzadiging. In het verleden is er zoveel fosfaat aangevoerd dat het gaat uitspoelen; de verzadigingsgraad geeft aan hoe groot de kans daarop is. In deze gebieden bestaat risico op uitspoeling naar bodemwater (figuur 8.3.4).

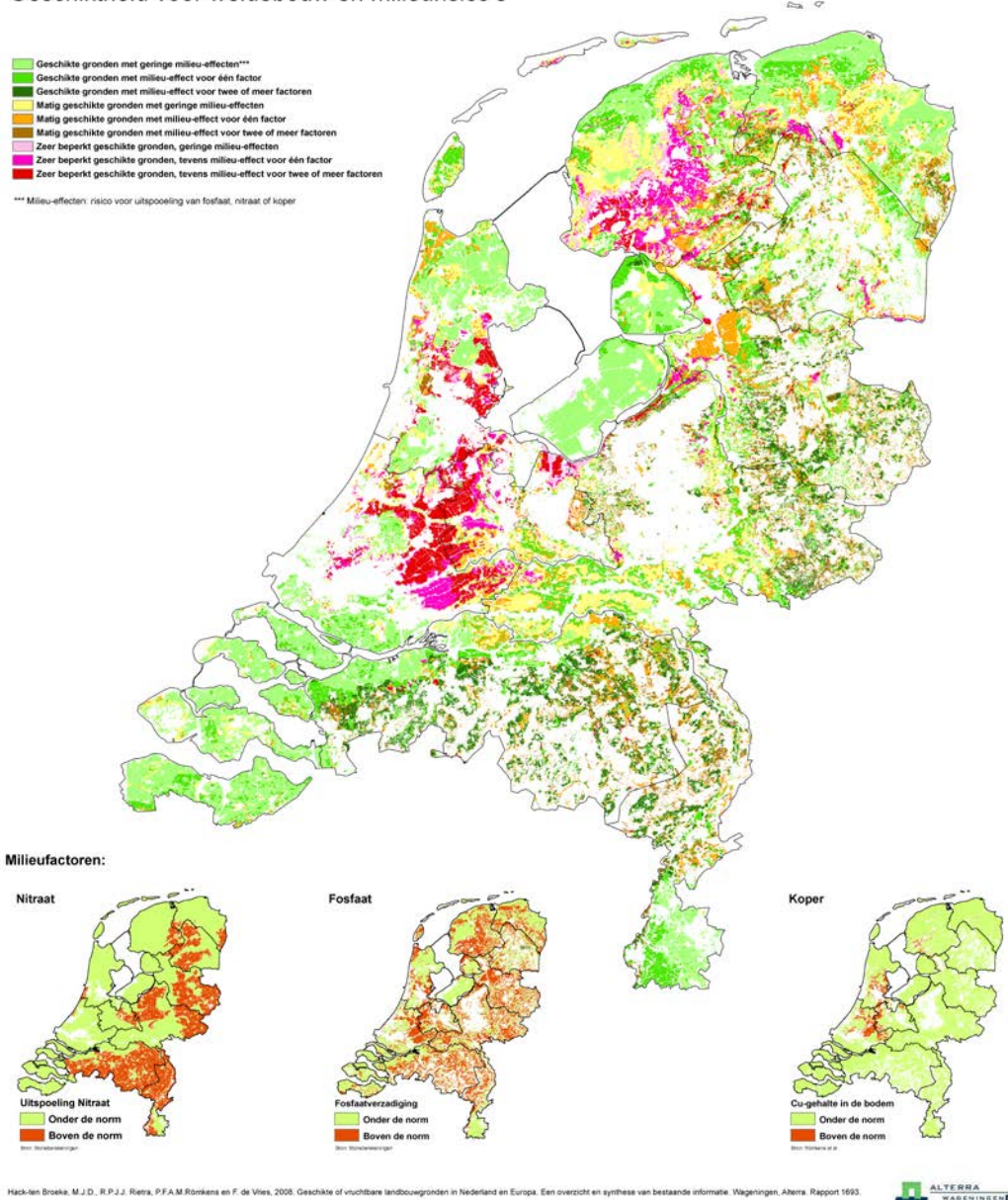
De gepresenteerde informatie in figuur 8.3.4 leidt uiteindelijk tot synthese kaarten (figuur 8.3.5 en figuur 8.3.6). Deze kaarten geven in gradaties een combinatie weer van geschiktheid van landbouwgronden voor akker- en weidebouw en de daarmee samenhangende risico's voor de milieukwaliteit. Daaruit blijkt dat op dit moment voor belangrijke landbouwgebieden vanuit het oogpunt van duurzaamheid minder geschikt zijn, enerzijds als gevolg van niet optimale waterbeschikbaarheid, anderzijds in verband met risico's op de milieukwaliteit. Voor de weidebouw lijkt de situatie iets gunstiger dan voor de akkerbouw.

Geschiktheid voor akkerbouw en milieurisico's



Figuur 8.3.5. Geschiktheid van landbouwgrond voor de akkerbouw op basis van opbrengst-depressie als gevolg van droogte- en natschade en risico's voor de milieukwaliteit. De kleine kaartjes onderaan geven de gebieden aan met milieukwaliteitsproblemen: uitspoelingsgevoeligheid voor stikstof, fosfaatverzadiging en koperbelasting. Bron: De Vries, als aanvulling op Hack-ten Broeke et al, 2008.

Geschiktheid voor weidebouw en milieurisico's



Figuur 8.3.6. Geschiktheid van landbouwgrond voor de weidebouw op basis van opbrengst-depressie als gevolg van droogte- en natschade en risico's voor de milieukwaliteit. De kleine kaartjes onderaan geven de gebieden aan met milieukwaliteitsproblemen: uitspoelingsgevoeligheid voor stikstof, fosfaatverzadiging en koperbelasting.
 Bron: De Vries, als aanvulling op Hack-ten Broeke et al, 2008.

Waarvoor deze inzichten toe te passen?

De hierboven uitgewerkte benadering maakt inzichtelijk waar de meest geschikte landbouwgronden zich bevinden. Het landbouwkundig gebruiken van minder geschikte gronden betekent ofwel een substantiële opbrengstdepressie, ofwel een risico op schade aan de milieukwaliteit (overschrijding van normen). Het verdient aanbeveling om de beste gronden voor de landbouw te behouden (terwijl deze nogal eens ten prooi vallen aan stadsuitbreiding). Eigenlijk is deze benadering een inhoudelijke opmaat om te komen tot een Landbouw- Hoofstructuur (LHS), waar sinds de tachtiger jaren over wordt gepraat. Dergelijke informatie

kan worden gebruikt bij het formuleren van het ruimtelijk beleid waarbij voor andere functies naar ruimte wordt gezocht wanneer die aan de landbouw moet worden onttrokken. De kaarten zoals die hier zijn gepresenteerd leveren maatschappelijk wellicht veel weerstand op vanwege de forse mismatch met feitelijke landbouwkundig gebruik.

Een kaart waarop de geschiktheid voor landbouwkundig gebruik is weergegeven, kan bijvoorbeeld worden gebruikt voor het plannen van uitbreiding van bebouwd oppervlak. Smit *et al.* (2009) hebben dat gedaan door op de landbouwgeschiktheidskaart de PBL-uitwerking van de provinciale streekplannen voor te bebouwen gebied te projecten. Zij komen daarbij tot:

- landbouwgronden bestemd voor wonen, werken en glastuinbouw
 - akkerbouw geschikt: 16725 ha
 - akkerbouw minder geschikt: 15934 ha
 - weidebouw geschikt: 21775 ha
 - weidebouw minder geschikt: 15830 ha

Dit overzicht laat zien dat forse arealen geschikt landbouwgebied op de nominatie staan te verdwijnen. De nieuw te realiseren bebouwing zou vanuit landbouwkundig oogpunt gezien veel gunstiger kunnen worden gepland.

Eindbeeld bodemvruchtbaarheid

De ecosysteemdienst bodemvruchtbaarheid is randvoorwaardelijk als ondersteunende ecosysteemdienst voor de voedselproductie. Deze is door de landbouw sterk gestuurd door onder meer ontwatering, grondbewerking en aanvoer van meststoffen. Dit heeft de productie sterk bevorderd, maar is gepaard gegaan met negatieve bijverschijnselen (kosten drooglegging, bodemdaling, nutriëntbelasting, zware metalenbelasting). Een meer uitgekiend aansluiten op de natuurlijke bodemvruchtbaarheid kan deze negatieve effecten doen verminderen. Dit kan vorm krijgen door:

- scherpere selectie maken van geschikte gebieden;
- minder hoge eisen stellen aan productieniveau;
- combineren van productiedoelstelling met milieudoelen.

De vraag zal zijn of (en op welke termijn) dit maatschappelijk realiseerbaar is.

Kaarten die de geschiktheid van gronden voor landbouwkundig gebruik weergeven kunnen ook worden gebruikt bij de planologische beslissingen over de onttrekking van landbouwgrond voor andere functies, zoals huizenbouw, wegen en natuur.

Bronnen

- Hack-ten Broeke, M.J.D., R.P.J.J. Rietra, P.F.A.M. Römkens & F. de Vries (2008). Geschiede of vruchtbare landbouwgronden in Nederland en Europa. Alterra-rapport 1693. Alterra Wageningen UR.
- Smit, A., L. Maring, H. Puylaert, S. Postma, S. Roosma, R. Wiersma, J. van Wensem (2009). Toepassen voorradenbeheer. Toepassen voorradenbenadering bij ecosysteemdiensten. Technische Commissie Bodembescherming (TCB)-rapport PP8346. SKB, Gouda.

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOt-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl

WOt-rapporten zijn ook te downloaden via de WOt-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

- | | |
|---|---|
| <p>1 <i>Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem (2005).</i> Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO</p> <p>2 <i>Broek, J.A. van den (2005).</i> Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030</p> <p>3 <i>Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen (2005).</i> Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> <p>4 <i>Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen, (2005).</i> Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1</p> <p>5 <i>Ehlert, P.A.I. (2005).</i>Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies</p> <p>6 <i>Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda (2006).</i>Verrommeling in Nederland</p> <p>7 <i>Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma (2005).</i> Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005</p> <p>8 <i>Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong (2005).</i> Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV</p> <p>9 <i>Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg (2005).</i> Hotspots floristische biodiversiteit</p> <p>10 <i>Cate, B. ten, H.Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling) (2005).</i> Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit</p> <p>11 <i>Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt (2005).</i> Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen</p> <p>12 <i>Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel (2006).</i> Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering</p> <p>13 <i>Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink (2005).</i> Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid</p> <p>14 <i>Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld (2007).</i> The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture</p> <p>15 <i>Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005).</i> Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie</p> <p>16 <i>Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman (2005).</i> Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie</p> <p>17 <i>Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006).</i> Bedrijfs-economische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> | <p>18 <i>Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006).</i> Van adoptiekip tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk</p> <p>19 <i>Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006).</i> Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau</p> <p>20 <i>Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006).</i> Methodiek-ontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'</p> <p>21 <i>Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout (2006).</i> Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur</p> <p>22 <i>Vries, S. de & Boer, T.A. de, (2006).</i> Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden</p> <p>23 <i>Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden (2006).</i> Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen</p> <p>24 <i>Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries (2006).</i> Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren</p> <p>25 <i>Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen (2006).</i> Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieurichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie</p> <p>26 <i>Hoogland, T. & J. Runhaar (2006).</i> Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart</p> <p>27 <i>Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer (2006).</i> Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer</p> <p>28 <i>Langeveld, J.W.A. & P. Henstra (2006).</i> Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw</p> <p>29 <i>Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk (2007).</i> Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's</p> <p>30 <i>Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk (2006).</i> Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?</p> <p>31 <i>Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum (2006).</i> Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer</p> <p>32 <i>Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt (2008).</i> Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de</p> |
|---|---|

- Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk
- 33 *Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte (2006).* Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
 - 34 *Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijtschede (2007).* Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
 - 35 *Vader, J. & H. Leneman (redactie) (2006).* Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
 - 36 *Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver (2007).* Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
 - 37 *Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit (2007).* Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
 - 38 *Luijt, J. (2007).* Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
 - 39 *Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek, (2007).* Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
 - 40 *Goossen, C.M. & J. Vreke. (2007).* De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
 - 41 *Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek, (2007).* Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
 - 42 *Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans (2007).* International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
 - 43 *Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.) (2007).* Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
 - 44 *Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
 - 45 *Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectorialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
 - 46 *Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks (2007).* Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
 - 47 *Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader (2007).* Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
 - 48 *Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit (2007).* Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
 - 49 *Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée (2007).* Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
 - 50 *Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot) (2007).* Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
 - 51 *Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée en H.P.J. Huiskes (2007).* Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen ?
 - 52 *Oerlemans, N., J.A. Guldemond & A. Visser (2007).* Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
 - 53 *Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen (2007).* Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
 - 54 *Velthof, G.L. & B. Fraters (2007).* Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
 - 55 *Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez (2007).* Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
 - 56 *Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman & A. Corporaal (2007).* Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
 - 57 *Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon (2008).* Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
 - 58 *Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink (2007).* Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
 - 59 *Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Knecht & J. Vader (2007).* Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
 - 60 *Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof (2008).* Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
 - 61 *Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen (2007).* De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007
 - 62 *Kamphorst, D.A. & T. Selnes (2007).* Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergrond-document bij Natuurbalans 2007
 - 63 *Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J. Smits, J. Oenema (2007).* De ammoniakemissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'
 - 64 *Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp (2008).* De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onder

- zoekt
- 65 *Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader (2008).* Landschap en burgerparticipatie.
 - 66 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2006.
 - 67 *Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel (2008).* Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied.
 - 68 *Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge (2008).* Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
 - 69 *Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten (2008).* Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
 - 70 *Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen. J.F.M. Huijsmans (2009).* Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
 - 71 *Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren (2008).* Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
 - 72 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2007.
 - 73 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2008).* Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
 - 74 *Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen, J.P.M. van Tatenhove (2008).* De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
 - 75 *Wulp, N.Y. van der (2008).* Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
 - 76 *Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap en J.W.H. van der Kolk (2008).* Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
 - 77 *Breeman, G.E. en A. Timmermans (2008).* Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agendavorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
 - 78 *Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra (2008).* Policy makers are from Saturn, ... Citizens are from Uranus...; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
 - 79 *Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden en T.K.G. Zoetebier (2008).* Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
 - 80 *Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer (2008).* Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
 - 81 *Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee (2008).* Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
 - 82 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeymeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders en R. Witbaard (2008).* Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
 - 83 *Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel en J. van Dijk (2008).* Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
 - 84 *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldemond, E.M. Hees en E.A.P. van Well (2008).* Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
 - 85 *Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk en G.L. Velthof (2008).* Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits
 - 86 *Hoogeveen, M.W. en H.H. Luesink (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2008
 - 87 *Langers, F., J. Vreke (2008).* De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
 - 88 *Padt, F.J.G., F.G. Boonstra en M.A. Reudink (2008).* De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
 - 89 *Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink, M. Knotters (2008).* De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
 - 90 *Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn (2008).* Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
 - 91 *Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009.* Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid
 - 92 *Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom, S. van Breukelen, 2009.* Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
 - 93 *Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten, 2009.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
 - 94 *Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon, 2009.* Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie
 - 95 *Breman, B.C., J. Luttik, J. Vreke, 2009.* De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme
 - 96 *Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit, 2009.* Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist
 - 97 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeymeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey, 2009.* De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren
 - 98 *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers, J.G.M. van der Greft, 2009.* Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH

- 99 *Luttik, J., B. Breman, F. van den Bosch en J. Vreke* 2009. Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven
- 100 *Vries, S. de*, 2009. Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap
- 101 *Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman*, 2009. Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description
- 102 *Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer*, 2009. Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden
- 103 *Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes*, 2009. Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland
- 104 *Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings*, 2009. Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 105 *Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.)*, 2010. Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van *People, Planet en Profit*
- 106 *Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen J.W.H. van der Kolk*, 2010. Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen
- 107 *Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg*, 2010. Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid
- 108 *Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mo-Dijkstra & E.P.A.G. Schouwenberg*, 2011. Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the Nature Planner soil and vegetation model chain
- 109 *Boer, T.A. & M. de Groot*, 2010. Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2009. Eerste herhalingsmeting landschap en groen in en om de stad
- 110 *Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz*, 2010. Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen
- 111 *Melman, T.C.P. & C.M. van der Heide*, 2011. Ecosysteemdiensten in Nederland; Verkenning betekenis en perspectieven van ecosysteemdiensten. Achtergrondrapport bij Natuurverkenning 2011
- 112 *Hoogeveen, M.W. & H.H. Luesink*, 2010. Synthese monitoring mestmarkt 2009
- 113 *Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot*, 2010. Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit; ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken.
- 114 *Spruijt, J., P.M. Spoorenberg, J.A.J.M. Rovers, J.J. Slabbekoorn, S.A.M. de Kool & M.E.T. Vlaswinkel*, 2010. Mogelijkheden om milieueffectiviteit en kosten van gewasbescherming te optimaliseren.
- 115 *Heuvelink, G.B.M., R. Kruijne en C.J.M. Musters*, 2011. Geostatistische opschaling van concentraties van gewasbeschermingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewater.