

ANALYSEKADER DOELTREFFENDHEID EN DOELMATIGHEID VAN STIKSTOF- EN NATUURBELEID

Monitoring en evaluatie van
het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering

E.H. van der Werf, B.J.F. Hof, T. Kisters, V.G.M. Linderhof, R. Michels

Februari 2024



Planbureau voor de Leefomgeving



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Colofon

Analysekader doeltreffendheid en doelmatigheid van stikstof- en natuurbeleid. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering

© PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag, 2024

PBL-publicatienummer: 5294

Contact

edwin.vanderwerf@pbl.nl

Auteurs

E.H. van der Werf (PBL), B.J.F. Hof (PBL), T. Kisters (WUR), V.G.M. Linderhof (WUR), R. Michels (WUR)

Met bijdragen van

J.A. Bouma en H.R.J. Vollebergh (PBL)

Supervisie

Stuurgroep: J.P. Beck (PBL), C.M.L. Hermans (WUR), J. Beekman en D.G.C. Roest (RIVM)

Redactie figuren

Beeldredactie PBL

Eindredactie en productie

Uitgeverij PBL

Toegankelijkheid

Het consortium hecht veel waarde aan de toegankelijkheid van zijn producten. Mocht u problemen ervaren bij het lezen ervan, dan kunt u contact opnemen via info@pbl.nl. Vermeld daarbij s.v.p. de naam van de publicatie en het probleem waar u tegenaan loopt.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Van der Werf, E.H. et al. (2024), *Analysekader doeltreffendheid en doelmatigheid van stikstof- en natuurbeleid. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving, Wageningen: Wageningen University & Research.

In het werkprogramma 'Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering', werken drie instituten structureel samen in een consortium: het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en Wageningen University & Research (WUR). De rapportages uit dit werkprogramma leveren informatie ten behoeve van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering. De monitoring en evaluatie is ingesteld op verzoek van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Inhoud

1	Inleiding	4
1.1	Aanleiding	4
1.2.	Doel en vraagstelling	5
1.3.	Aanpak	5
1.4.	Leeswijzer	5
2	Afwegingskader voor evaluaties	6
2.1	Doeltreffendheid en doelmatigheid	6
2.1.1	Startpunt: afbakening doel, beleidsinzet en effecten	6
2.1.2	Doelbereik en doeltreffendheid	8
2.1.3	De plek van neveneffecten	9
2.1.4	Doelmatigheid	10
2.2	Twee casussen	11
2.2.1	Beleidsdoorlichting van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit	12
2.2.2	Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water	14
3	Toepassing van het afwegingskader	17
3.1	Beleidsdoelen en doelvariabelen	17
3.2	Context van het beleid	19
3.3	Beleidstheorie voor stikstofreductie en natuurverbetering	21
3.3.1	Beleidstheorie als middel om veronderstelde verbanden te ontdekken	21
3.3.2	Beleidsmaatregelen, beleidsinstrumenten en beleidsinzet	24
3.3.3	Beleidstheorie voor beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering	25
3.4	Doeltreffendheid	32
3.5	Doelmatigheid	33
3.6	Neveneffecten	34
4	Leren van eerdere evaluaties	36
4.1	Doeltreffendheid	36
4.1.1	Subsidieregelingen technologieadoptie	36
4.1.2	Bronmaatregelen landbouw	38
4.1.3	Natuurmaatregelen	40
4.2	Doelmatigheid	43
4.2.1	Subsidieregelingen technologieadoptie	43
4.2.2	Bronmaatregelen landbouw	44
4.2.3	Natuurmaatregelen	45
4.3	Lessen uit bestaande evaluaties	48
5	Aanbevelingen	52
	Referenties	55

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Beleidsprogramma moet leiden tot stikstofreductie en natuurverbetering

In juli 2021 trad de Wet stikstofreductie en natuurverbetering (hierna Wsn) in werking. Deze wet komt voort uit de structurele aanpak stikstof, die het kabinet in april 2020 opstelde naar aanleiding van de uitspraak van de Raad van State dat het Programma Aanpak Stikstof (PAS) in strijd was met Europese natuurbeschermingsregels. In de Wsn is ook opgenomen dat het Rijk het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering (hierna Programma SN) opstelt. Met dat programma moet het hoofddoel van de structurele aanpak worden gehaald, namelijk een gunstige of – waar dat nog niet mogelijk is – een verbeterde staat van instandhouding van soorten en habitattypen die onder de Vogel- en Habitatrichtlijnen vallen en gevoelig zijn voor stikstof (LNV 2020a). Ook is in de Wsn vastgelegd op welk aandeel van het areaal stikstofgevoelige natuur de stikstofdepositie onder de zogeheten kritische depositiewaarde moet worden gebracht. De kritische depositiewaarde is de hoeveelheid stikstofdepositie waarboven de natuur risico loopt op schade. Om stikstofreductie en natuurverbetering te bewerkstelligen, worden beleidsmaatregelen waarmee de stikstofuitstoot bij de bron wordt aangepakt (bronmaatregelen) gecombineerd met natuur(herstel)maatregelen.

Evaluatie en monitoring van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering

In de Wsn is ook opgenomen dat het Rijk het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering laat evalueren. Het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) heeft daarop het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en Wageningen University & Research (WUR) verzocht gezamenlijk de voortgang en gevolgen (effecten) van het Programma SN te evalueren. Het ministerie gebruikt de informatie om zo nodig beleid bij te sturen.

Deze monitoring en evaluatie betreft de volgende zeven studies :

- *Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2023* (RIVM 2023);
- *Voortgang stikstofbronmaatregelen en verwachte effecten in 2030* (Reinds et al. 2024);
- *Voortgang en effecten van natuurmaatregelen* (Smits et al. 2024);
- *Verwachte effecten van voorgenomen natuur- en stikstofbronmaatregelen op de toestand van de natuur* (Van Bussel & Van Hinsberg 2024);
- *Sociaaleconomische effecten van stikstofbronmaatregelen en natuurmaatregelen* (Trienekens et al. 2024);
- *Analysekader doeltreffendheid en doelmatigheid van stikstof- en natuurbeleid* (het voorliggende rapport);
- *Landelijke staat van instandhouding van soorten en habitattypen en doelbereik in Natura 2000-gebieden* (volgt in 2026). Het gaat in kader van het Programma SN specifiek over stikstofgevoelige habitattypen en soorten met een stikstofgevoelig leefgebied.

Gelijktijdig met de publicatie van de eerste zes studies verschijnt een synthesesrapport *Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering* (PBL et al. 2024), waarin de resultaten van deze zes studies zijn samengevat. In het voorliggende rapport presenteren we een analysekader voor een evaluatie van de doeltreffendheid en doelmatigheid van het stikstof- en natuurbeleid.

1.2. Doel en vraagstelling

Evaluatie van de doeltreffendheid van beleid kan inzichten geven in de praktische werking van een pakket aan beleidsmaatregelen. Hoe reageren burgers en bedrijven op het beleid? In welke mate leiden hun reacties (gedragsveranderingen, investeringen) tot emissiereducties of natuurherstel? Hoe dragen deze bij tot het behalen van de doelen zoals geformuleerd in de Wet stikstofreductie en natuurherstel (hierna Wsn) en het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering (hierna Programma SN)? En hoe dragen hun reacties bij aan het bereiken van de landelijk gunstige staat van instandhouding van soorten en habitats? Het evalueren van de doelmatigheid van beleid kan inzicht bieden in de kosten voor burgers, bedrijven en de overheid. Ook kan het leiden tot inzichten in de relatie tussen de vormgeving van een beleidsmaatregel (zoals de voorwaarden voor en de hoogte van een subsidie of opkoopregeling) en de maatschappelijke kosten ervan. De evaluatie van de voortgang en gevolgen van het Programma SN vindt elke twee jaar plaats.

Het doel van dit rapport is om de onderzoekers die tijdens de volgende evaluatie de doeltreffendheid en doelmatigheid van het Programma SN analyseren, handvatten te geven voor het definiëren en operationaliseren van de concepten 'doeltreffendheid' en 'doelmatigheid'. Ook geven we handvatten voor het opzetten van het onderzoek naar doeltreffendheid en doelmatigheid. De onderzoeksvraag is daarom: hoe kunnen de doeltreffendheid en de doelmatigheid van het stikstof- en natuurbeleid gedefinieerd en geoperationaliseerd worden en wat valt er te leren van eerdere beleidsevaluaties? In het voorliggende rapport richten we ons bij de operationalisering op een deel van de beleidsmaatregelen voor de Wsn. De precieze afbakening van het onderzoek voor de volgende evaluatieronde wordt te zijner tijd bepaald.

1.3. Aanpak

De inhoud van dit rapport is gebaseerd op literatuurstudies uitgevoerd door het PBL en Wageningen Economic Research. Daarnaast hebben gesprekken plaatsgevonden met experts op het gebied van beleidsevaluaties.

1.4. Leeswijzer

In het volgende hoofdstuk presenteren we een afwegingskader voor evaluaties. We gaan in op algemene vragen die helpen om de begrippen doeltreffendheid en doelmatigheid in te vullen en de evaluatie af te bakenen. In hoofdstuk 3 beantwoorden we een deel van deze vragen voor het beleid voor stikstofreductie en natuurverbetering. Het doel hierbij is om handvatten te bieden aan de onderzoekers die het beleid in de volgende ronde evalueren – het is noch de bedoeling om uitputtend te zijn, noch om keuzes vast te leggen. In hoofdstuk 4 bespreken we de resultaten van een beknopte literatuurstudie van eerdere evaluaties van de doeltreffendheid en doelmatigheid van beleid. Het doel is om te leren voor toekomstige evaluaties. In hoofdstuk 5 komen we tot aanbevelingen voor toekomstige evaluaties van de doeltreffendheid, doelmatigheid en neveneffecten van beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering.

2 Afwegingskader voor evaluaties

In dit hoofdstuk presenteren we een aantal afwegingen en te maken keuzes die relevant zijn voor de rest van dit rapport en voor de volgende evaluatierondes.¹ Dit doen we in de vorm van enkele vragen die bij een evaluatie van doeltreffendheid en doelmatigheid beantwoord zouden moeten worden. Het resulterende afwegingskader ondersteunt het maken van expliciete en transparante keuzes in het evaluatieproces.

In paragraaf 2.1 lichten we de begrippen ‘doeltreffendheid’ en ‘doelmatigheid’ toe, welke keuzes hierover in evaluaties moeten worden gemaakt, en formuleren we een aantal leidende vragen voor de invulling van deze begrippen. In paragraaf 2.2 bespreken we twee casussen waarin we laten zien hoe deze begrippen in andere evaluaties zijn toegepast. In hoofdstuk 3 geven we, voor zover mogelijk, antwoord op de vragen die in het huidige hoofdstuk zijn geformuleerd voor de evaluatie van beleid ten behoeve van stikstofreductie en natuurverbetering.

2.1 Doeltreffendheid en doelmatigheid

Wat kunnen de begrippen ‘doeltreffendheid’ en ‘doelmatigheid’ inhouden en welke keuzes dienen hierover in evaluaties te worden gemaakt? Het startpunt van de analyse is de beleidsinzet van een overheid (paragraaf 2.1.1). Hier moeten keuzes worden gemaakt in de beleidsafbakening en de effecten die worden meegenomen in een evaluatie. De invulling van de begrippen doeltreffendheid (paragraaf 2.1.2) en doelmatigheid (paragraaf 2.1.4) sluit hierop aan en gaat over de definities van deze begrippen, de operationalisering (hoe werken we de begrippen concreet uit) en over de relatie tussen uitkomsten en uitspraken over de mate van doeltreffendheid en doelmatigheid.

2.1.1 Startpunt: afbakening doel, beleidsinzet en effecten

Een voor de hand liggend startpunt van elke evaluatie is het afbakenen van het beleidsprobleem, het expliciteren van het beleidsdoel en het afbakenen van het (overheids)beleid dat wordt geëvalueerd (Vollebergh & Renes 2019). Deze afbakening bepaalt dus ook welk *ander* beleid *niet* zal worden geëvalueerd op doeltreffendheid en doelmatigheid. Dit betekent echter niet dat ander beleid op geen enkele manier in de evaluatie wordt betrokken. Zo zou ander beleid invloed kunnen hebben op de beoogde uitkomsten van het te evalueren beleid. Indien voor het beleid expliciete *doelen en doelvariabelen* zijn geformuleerd, dienen deze in de afbakening te worden meegenomen.

Bij de afbakening van het overheidsbeleid kan het zijn dat het niet gaat om één specifieke beleidsmaatregel (ook wel beleidsinstrument genoemd), maar om een pakket van beleidsmaatregelen. In dat geval is het zaak om aan te geven welke beleidsmaatregelen wel en welke niet worden meegenomen.

Daarnaast moet ook worden aangegeven welke onderwerpen, die *in beginsel* deel uitmaken van het te evalueren beleid, *toch niet* in de evaluatie worden betrokken. Bijvoorbeeld, in geval van een ex

¹ Het is mogelijk dat in de volgende evaluatieronde het bereik van de evaluatie wordt gewijzigd, bijvoorbeeld door uitbreiding met het Nationaal Programma Landelijk Gebied.

post evaluatie, omdat onderdelen van het beleid te kort geleden zijn ingevoerd, en de resultaten daarvan nog niet gemeten of anderszins waargenomen kunnen worden. Het is wel zaak om te bedenken of deze weggelaten onderdelen wel of geen invloed zouden kunnen uitoefenen op de uitkomsten van het beleid (en indien wel, hoe hiermee rekening wordt gehouden in de evaluatie).

De *beleidsinzet* bestaat uit onderwerpen als de beleidsvoorbereiding, de beleidsuitvoering, toezicht en handhaving, monitoring en de door de overheid ingezette middelen voor de in de evaluatie meegenomen beleidsmaatregel(en). Deze beleidsinzet kan allerlei effecten teweegbrengen op allerlei variabelen. Een *beleidstheorie* (ook wel *theory of change* genoemd) kan helpen om de mechanismen in kaart te brengen en aan te geven hoe burgers en bedrijven naar verwachting zullen reageren op de beleidsinzet en op welke (doel)variabelen effecten kunnen worden verwacht (Expertwerkgroep Effectmeting 2012; Vollebergh & Renes 2019; zie ook paragraaf 3.3.1 van dit rapport). Dit kan leiden tot een inventarisatie van (mogelijke) effecten en indicatoren. Als er expliciet beleidsdoelen zijn geformuleerd, moeten die doelen in elk geval in de evaluatie worden betrokken. Dit zijn de *effecten op de doelvariabele(n)*. Alle andere effecten zijn logischerwijze *effecten op andere variabelen dan de doelvariabelen*. In dit rapport noemen we de effecten op andere variabelen dan de doelvariabelen *neveneffecten*.

Onder de te onderzoeken variabelen kunnen ook financiële kosten (van burgers en bedrijven) vallen. Dit gaat niet alleen over kosten van bijvoorbeeld investeringen in een schonere technologie, maar bijvoorbeeld ook over de administratieve kosten die worden gemaakt om van een regeling gebruik te kunnen maken. Een alternatief is om deze onder doelmatigheid te behandelen (zie paragraaf 2.1.4).

Een evaluatie kan niet altijd alle verwachte of mogelijke effecten behandelen, bijvoorbeeld omdat er geen data beschikbaar zijn. In dat geval wordt een keuze gemaakt welke effecten wel en niet worden meegenomen, en waarom. Het niet meenemen van effecten die in de praktijk wel worden verwacht, betekent dat hierover een kanttekening moet worden gemaakt bij de *interpretatie* van de onderzoeksresultaten over doeltreffendheid en doelmatigheid. De betreffende effecten worden immers daarin niet meegenomen.

2.1 Keuzes: beleidsafbakening en mee te nemen effecten

1. Wat is de afbakening van het (overheids)beleid dat wordt geëvalueerd?
 - a. Wat is het beleidsprobleem, wat zijn de doelen, en wat zijn de doelvariabelen?
 - b. Welke beleidsmaatregelen worden wel en welke worden niet meegenomen in de evaluatie?
2. Wat is de beleidsinzet? Zijn er onderwerpen die in beginsel deel uitmaken van het te evalueren beleid, maar niet in de evaluatie worden betrokken? Zo ja: als deze invloed kunnen uitoefenen op de uitkomsten van het beleid, hoe wordt daarmee dan in het vervolg rekening gehouden?
3. Welke mogelijke effecten heeft de beleidsinzet?
 - a. Welke mogelijke effecten zijn er op het gedrag van burgers en bedrijven, en op de doelvariabelen?
 - b. Welke mogelijke effecten zijn er op andere variabelen (neveneffecten)?
4. Zijn er mogelijke effecten die niet worden meegenomen in de evaluatie? Zo ja: welke, en hoe beïnvloedt dat de interpretatie van doeltreffendheid en doelmatigheid?

2.1.2 Doelbereik en doeltreffendheid

Als de doelen en de doelvariabelen bekend zijn, kan geprobeerd worden om in te schatten in welke mate de doelen zijn bereikt. Dit heet het *doelbereik* (ook wel doelrealisatie genoemd). Zijn doelen niet gerealiseerd, dan is het beleid kennelijk niet volledig doeltreffend geweest (of dit komt doordat het beleid ontoereikend was of dat andere factoren een rol spelen, is een vervolgvraag: zie ‘doeltreffendheid’ hieronder). Het vaststellen van het doelbereik hangt wel af van de mate waarin dat bereik objectief meetbaar is. De mate waarin de doelen zijn bereikt, kan bij kwantitatieve doelen wellicht ook gekwantificeerd worden. Indien de doelen niet volledig bereikt zijn, kan worden aangegeven of de doelvariabelen (of indicatoren) zich in de richting van het doel ontwikkelen. Informatie over doelbereik geeft een startpunt voor nader onderzoek: waarom zijn doelen niet gehaald, hoe zijn doelen wel gehaald, enzovoort.

De vervolgvraag betreft (de mate van) *doeltreffendheid* of *effectiviteit*: (in hoeverre) hebben de beleidsmaatregelen bijgedragen aan het bereiken van de doelen dan wel de ontwikkeling van de doelvariabelen of indicatoren? In tegenstelling tot bij doelbereik gaat het hier om de causale relatie tussen de beleidsinzet en de doelen: gegeven de constatering dat het beleid wel/niet volledig doeltreffend is geweest, (in welke mate) komt dit dan door de beleidsinzet? Bij het bepalen van (de mate van) doeltreffendheid dient rekening te worden gehouden met de rol van autonome ontwikkelingen en aanpalend beleid. Als er meerdere beleidsmaatregelen en/of meerdere doelen zijn, is het evalueren van doeltreffendheid (en ook doelmatigheid) geen eendimensionale exercitie. De eerdergenoemde beleidstheorie kan helpen om aan te geven welke beleidsmaatregelen elkaar versterken, welke doelen in elkaars verlengde liggen, en welke beleidsmaatregelen en doelen juist mogelijk met elkaar conflicteren.

Om effecten op doelvariabelen te kunnen evalueren, is het nodig om inzicht te hebben in het beginniveau (de startsituatie), een gewenst niveau (het doel) en een uitkomstniveau (een te observeren uitkomst na invoering van de beleidsmaatregel). Een (door het beleid veroorzaakte) beweging naar het gewenste niveau is dan positief (voor de doeltreffendheid), ook als de beleidsmaatregel nog niet is afgesloten (bijvoorbeeld omdat de evaluatie tussentijds plaatsvindt).

Om doeltreffendheid goed te kunnen vaststellen, is een vertaalslag nodig van abstracte of algemene begrippen naar concrete, en dienen voor kwantitatieve inzichten ook concrete (meetbare) variabelen te worden gekozen. Dit kunnen doelvariabelen zijn of indicatoren die zijn vastgesteld in de beleidstheorie. Het is zaak hierbij aan te geven of in deze ‘vertaalslag’ keuzes worden gemaakt die van belang zijn voor de interpretatie van doeltreffendheid (en doelmatigheid). Tevens dient rekening te worden gehouden met de invloeden van autonome ontwikkelingen en aanpalend beleid.

Tot slot is een vraag of en hoe uitkomsten in de gekozen ‘evaluatievariabelen’ gaan leiden tot uitspraken over *de mate van doeltreffendheid* van het beleid. Welke indeling wordt hierbij gehanteerd, bijvoorbeeld een kwalitatieve zoals ‘volledig doeltreffend’, ‘ten dele doeltreffend’ en ‘volledig ondoeltreffend’? Hoe wordt daarbij omgegaan met het mogelijk meervoudige karakter van beleidsmaatregelen en effecten? En hoe wordt de mate van onderbouwing (hardheid van de uitkomsten) meegenomen in de (bewoording van) de mate van doeltreffendheid (‘waarschijnlijk grotendeels doeltreffend’)?

2.2 Keuzes: definities van doelbereik en doeltreffendheid

5. Wat is het doelbereik?
6. Welke van de eerder geïnventariseerde effecten worden meegenomen in de beoordeling van doeltreffendheid?

2.3 Keuzes: operationalisering van (mate van) doeltreffendheid/effectiviteit

7. Bij elk mee te nemen effect: hoe kan dit concreet gemeten worden (operationalisering; selectie van indicatoren)? Hoe beïnvloedt dit de interpretatie van (de mate van) doeltreffendheid (en doelmatigheid)?
8. Bij elk mee te nemen effect: wat is de relatie met de (doel)variabele(n) of indicator(en), dat wil zeggen: wanneer heeft een effect een positieve of juist negatieve relatie met doeltreffendheid?
9. Bij elk mee te nemen effect: wat is de invloed van autonome ontwikkelingen en aanpalend beleid op de (doel)variabele(n) of indicator(en)?

2.1.3 De plek van neveneffecten

Hiervoor hebben we gesteld dat de mogelijke effecten van beleid zijn in te delen in effecten op van te voren geformuleerde doelvariabelen en andere effecten: 'neveneffecten'. De vraag is waar deze neveneffecten in de evaluatie worden behandeld. Eén mogelijkheid is om doeltreffendheid te verbreden tot alle effecten, of het nu effecten op doelvariabelen betreft of neveneffecten. Hiervoor hebben we ervoor gekozen om de term doeltreffendheid te beperken tot effecten op doelvariabelen, dus zonder neveneffecten. Een tweede mogelijkheid is om alle neveneffecten of een deel van de neveneffecten te behandelen bij de analyse van doelmatigheid (zie hierna). We kiezen hier voor een derde mogelijkheid: het separaat behandelen van neveneffecten. In de doelmatigheidsanalyse komen de resultaten uit de doeltreffendheidsanalyse en de analyse van neveneffecten overigens weer terug.

Neveneffecten kunnen op verschillende variabelen betrekking hebben: niet-financiële variabelen (bijvoorbeeld milieu-uitkomsten anders dan de doelvariabele(n)), de verdeling van welvaart, financiële kosten van burgers en bedrijven (investeringskosten, administratieve kosten), opbrengsten, enzovoort. Deze effecten kunnen beide richtingen op gaan (bijvoorbeeld meer of minder broeikasgasemissies, hogere of lagere opbrengsten, en dergelijke). Neveneffecten kunnen ook gaan over (administratieve) kosten van burgers en bedrijven; deze kosten worden veelal als onderdeel van de doelmatigheidsvraag behandeld.

De belangrijkste inhoudelijke vraag bij neveneffecten is wanneer deze effecten als 'positief' of als 'negatief' zullen worden beoordeeld. Bij effecten op doelvariabelen is dat duidelijk: een beweging richting het gewenste niveau is positief. Bij neveneffecten dient nog te worden bedacht welke beweging positief of negatief is.

Tot slot dient voor elk neveneffect rekening te worden gehouden met de invloeden van autonome ontwikkelingen en aanpalend beleid.

2.4 Keuzes: behandeling van neveneffecten

10. Worden neveneffecten behandeld bij doeltreffendheid, separaat, of alleen bij doelmatigheid?
11. Welke neveneffecten worden meegenomen in de evaluatie en welke niet?
12. Bij elk mee te nemen neveneffect: wanneer wordt dit als positief gezien, of als negatief?
13. Bij elk mee te nemen neveneffect: hoe kan dit concreet gemeten worden (operationalisering, selectie van indicator(en))?
14. Bij elk mee te nemen neveneffect: wat is de invloed van autonome ontwikkelingen en aanpa-lend beleid?

2.1.4 Doelmatigheid

Doelmatigheid van beleid kan op verschillende manieren geïnterpreteerd worden. Doelmatigheid gaat in elk geval over de kosten van de beleidsinzet in relatie tot de bereikte effecten op doelvaria-belen (dat wil zeggen de doeltreffendheid). Wat de kosten voor de overheid betreft, is de vraag of de beleidsinzet met minder overheidsmiddelen toe had gekund (bijvoorbeeld minder subsidies, minder inzet van ambtenaren). Onderzoek naar doelmatigheid kan laten zien of minder beleidsin-zet leidt tot besparing en of dit leidt tot minder grote effecten. Als dit laatste het geval is, is er sprake van een afruil.

Met alleen (kwantitatief) inzicht in kosten voor de overheid zijn nog geen uitspraken mogelijk over de *mate* van doelmatigheid van het gevoerde beleid. De hierboven genoemde afruil tussen kosten en effecten geeft dat al aan. De ruimere doelmatigheidsvraag is of met alternatieve vormgeving van hetzelfde beleid, of zelfs met ander beleid, meer had kunnen worden bereikt, of dat dezelfde uitkomsten behaald hadden kunnen worden tegen lagere kosten. Relevante vragen zijn dan: zijn er beleidsalternatieven waarmee het onderzochte beleid kan worden vergeleken, en die goedkoper zijn of meer bijdragen aan doelen?; zijn er aanwijzingen dat beleid goedkoper of effectiever had kunnen worden vormgegeven of uitgevoerd?

Vanwege de mogelijke afruil tussen beleidsinzet en effecten zijn kwantitatieve maatstaven van doelmatigheid vaak geformuleerd als ‘effect per euro’ (of euro per eenheid effect). Dit wordt ook wel *efficiëntie* of *kosteneffectiviteit* genoemd. Op zich wordt hierdoor een directe vergelijking tussen verschillende vormen van beleid mogelijk. Toch is een kanttekening op zijn plaats: een vergelijking van dit soort gemiddelden geeft op zich nog geen objectief uitsluitsel over doelmatigheid. Zo hoeft er geen lineair verband te bestaan tussen de kosten van beleidsinzet en de bereikte effecten; hoeft elke vergroting van bereikte effecten niet hetzelfde te worden gewaardeerd; en kunnen er goed-kope alternatieven (bijvoorbeeld wetgeving) bestaan die verbergen dat elders kosten (bij burgers en bedrijven) ontstaan. Dat laatste wordt weggenomen als deze kosten op een duidelijke manier vanaf het begin worden meegenomen in de analyses van doeltreffendheid en doelmatigheid.

Financiële kosten gemaakt door burgers en bedrijven en de door het beleid veroorzaakte admini-stratieve kosten van burgers en bedrijven kunnen worden meegenomen bij de kostenkant van de doelmatigheidsanalyse. Daarbij is de vraag of deze kosten lager hadden kunnen zijn. Ook dan is de vraag relevant of hier een afruil is met de effecten op de doelvariabelen. Een alternatief is om deze kosten mee te nemen onder neveneffecten.

Een andere maatstaf die wordt toegepast bij analyses van doelmatigheid betreft de vraag in hoe-verre er sprake is van zogenoemde *freeriders*, dat wil zeggen in hoeverre burgers en bedrijven die gebruikmaken van overheidsregelingen, zoals subsidies, ook zonder die regelingen de beoogde

gedragsverandering hadden vertoond. Ook dit kan worden vergeleken met de mate van freeriding bij ander beleid. En ook hier is een afruil van belang. Meer gericht vormgegeven beleid, bijvoorbeeld door middel van strenge criteria voor het ontvangen van een subsidie, kan freeriding tegen gaan, maar kan er tevens toe leiden dat er minder deelname is aan een regeling door burgers en bedrijven die geen freeriders zouden zijn geweest.²

In bovenstaande ligt de nadruk op de kosten van de beleidsinzet en de door het beleid bereikte effecten op de doelvariabelen. Een complicatie die bij doeltreffendheid is genoemd, geldt ook hier: als er meerdere beleidsinstrumenten en/of meerdere doelen zijn, is het evalueren van doelmatigheid geen eendimensionale exercitie. Daarnaast (zie paragraaf 2.1.3) dient de plek van neveneffecten in de doelmatigheidsanalyse te worden bepaald. De belangrijkste vraag hier is of een neveneffect de doelmatigheid verlaagt of verhoogt, wat neerkomt op de vraag of het effecten zijn die als negatief of positief worden geïnterpreteerd.

2.5 Keuzes: uitwerking van doelmatigheid

15. Hoe worden de kosten van de beleidsinzet bij de evaluatie van doelmatigheid betrokken?
16. Met welke alternatieven (vormgeving, andere instrumenten, ander beleid) vinden vergelijkingen plaats?
17. Hoe worden (administratieve) kosten van burgers en bedrijven in het onderzoek naar doelmatigheid meegenomen?
18. Hoe leiden de uitkomsten van de doelmatigheidsanalyses tot uitspraken over de mate van doelmatigheid van het onderzochte beleid?
19. Hoe wordt de relatie tussen kosten en effecten gelegd? Hoe wordt daarbij rekening gehouden met een afruil tussen kosten en effecten, en met freeriding?

2.2 Twee casussen

Om te illustreren dat in verschillende rapporten verschillende keuzes zijn gemaakt rond bovenstaande vragen, bespreken we de ervaringen van twee eerder uitgevoerde omvangrijke evaluaties van leefomgevingsbeleid. Hiermee onderstrepen we het nut van een afwegingskader en het maken van expliciete en transparante keuzes. Het betreft de *Beleidsdoorlichting Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit* (SEO 2019) en de *Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water* (PBL 2008). Het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) en het maatregelenpakket ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn, net als het beleid ten behoeve van de doelen in de Wsn, beide meerjarige beleidsprogramma's of beleidspakketten. We laten zien hoe een aantal van de keuzes die in paragraaf 2.1 zijn besproken, zijn geoperationaliseerd en welke conclusies konden worden getrokken.

² Merk op dat freeriders impliciet al onderdeel zijn van de doeltreffendheidsanalyse. Immers, als 50 procent van de subsidieontvangers een investering toch al had gedaan, is er voor die 50 procent geen causaal verband tussen subsidie en doelvariabele. Als onderdeel van een doelmatigheidsanalyse zou de vraag kunnen worden gesteld of het aandeel freeriders teruggebracht zou kunnen worden zonder de doelvariabele al te veel geweld aan te doen.

Ook zijn op basis van gesprekken met auteurs van deze rapporten lessen getrokken die van toepassing zijn op het evalueren van meerjarige beleidsprogramma's:

- Het is noodzakelijk om 'doeltreffendheid' en 'doelmatigheid' te operationaliseren: het formuleren van een beleidstheorie is niet voldoende. Alleen met een goed uitgewerkte operationalisering kunnen uitspraken worden gedaan over de mate van doeltreffendheid en doelmatigheid.
- Om uitspraken te doen over doeltreffendheid en doelmatigheid is het noodzakelijk dat alle beleidsmaatregelen en uitgaven gedurende de gehele periode van het beleidsprogramma goed worden bijgehouden. Bij de uitvoering van het NSL bleek dit onvoldoende het geval te zijn, waardoor de relatie tussen het beleidsprogramma en de doelvariabelen vertroebeld werd.
- Monitoring van indicatoren voor de mogelijke effecten van het beleid gedurende de looptijd van het programma is noodzakelijk om op tijd te kunnen bijsturen. Monitoring van doelvariabelen is hierbij onvoldoende. Er kan een grote vertraging zijn tussen de beleidsmaatregel en veranderingen in de doelvariabelen. Het is dus van belang om ook de ontwikkeling te monitoren van indicatoren voor beleidseffecten die al eerder waargenomen kunnen worden. Goede monitoring kan ook bijdragen aan inzichten in overlappende of conflicterende doelen en beleidsmaatregelen.

2.2.1 Beleidsdoorlichting van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit

Het *doel* van de beleidsdoorlichting van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) was *ex post* verantwoording afleggen door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat over de doelmatigheid en de doeltreffendheid van het NSL in de periode 2006-2018.³ De beleidsdoorlichting is in opdracht van het ministerie uitgevoerd door SEO Economisch Onderzoek, in samenwerking met Arcadis (SEO 2019).

Het NSL is een programma met nationale maatregelen en een samenwerkingsprogramma van de Rijksoverheid met provincies en gemeenten in de gebieden waar de luchtkwaliteitsnormen (naar verwachting) worden overschreden. De Rijksoverheid is verantwoordelijk voor het nemen van generieke Rijksmaatregelen en locatiespecifieke rijksmaatregelen (maatregelen voor het hoofdwegennet). Provincies en gemeenten zijn verantwoordelijk voor de lokale maatregelen betreffende het onderliggende wegennet en de intensieve veehouderij.

Het NSL is opgezet om tijdig te voldoen aan de Europese grenswaarden voor luchtkwaliteit, rekening houdend met de effecten van ruimtelijke ontwikkelingen. Het NSL heeft daarmee *twee hoofddoelen*: het verbeteren van de luchtkwaliteit en het laten doorgaan van ruimtelijke en infrastructurele projecten. Het NSL is zó opgezet dat bij (dreigende) overschrijdingen van de grenswaarden voor luchtkwaliteit extra maatregelen worden genomen of ruimtelijke projecten worden geannuleerd om alsnog de grenswaarden te behalen. Het Rijk coördineert de totstandkoming en uitvoering van het NSL en maakt afspraken met provincies en gemeenten over de uitvoering en over toetsbare resultaten.

³ [Download rapport SEO \(2019\).](#)

Monitoring is een integraal onderdeel van het NSL. Via monitoring wordt de voortgang van projecten en maatregelen en de ontwikkeling van de luchtkwaliteit bijgehouden. Dat geeft voor luchtkwaliteit een hard criterium (de grenswaarden worden wel of niet gehaald) voor *doelbereik*. Voor projecten is er geen duidelijk criterium voor doelbereik, omdat er geen harde maatstaf is voor de projecten die zouden moeten doorgaan.

Wat de luchtkwaliteit betreft, gaat het bij *doeltreffendheid* om de vraag in welke mate het NSL ertoe heeft geleid dat de luchtkwaliteit zodanig is verbeterd dat tijdig is voldaan aan de Europese grenswaarden voor luchtkwaliteit. Wat ruimtelijke projecten betreft, gaat het bij doeltreffendheid om de vraag in welke mate het NSL ertoe heeft geleid dat ruimtelijke projecten konden doorgaan. Er is sprake van een volledig doeltreffend NSL als (door inzet van het programma) tijdig is voldaan aan de Europese grenswaarden voor concentraties fijnstof en stikstofdioxiden in de buitenlucht én alle voorgenomen ruimtelijke en infrastructurele projecten die in betekenende mate bijdragen aan luchtverontreiniging zijn doorgegaan.

Doelmatigheid betreft de relatie tussen de effecten van het NSL en de (overheids)kosten van het NSL, dat wil zeggen de in de beleidsvoorbereiding en -uitvoering door de overheid ingezette middelen in het kader van het NSL.

In de beleidsdoorlichting van het NSL zijn verschillende *evaluatiemethoden* toegepast. Ten eerste syntheseonderzoek: een beleidsreconstructie, het in kaart brengen van maatregelen en uitgaven, het samenvatten van wat er bekend was over de doelrealisatie op basis van monitoringsrapportages en het samenvatten van uitgevoerde evaluaties. Ten tweede zijn twee beschrijvende gebiedsstudies uitgevoerd. Daarnaast is er kwalitatief literatuuronderzoek uitgevoerd.

De doorlichting was zowel gericht op het vaststellen van *bereikte doelen* als op *causaliteit*. Hiertoe is ook een beleidstheorie opgesteld. Hierin zijn de doelen en verwachte werking van het NSL geformuleerd. Doelbereik is in de doorlichting gebruikt om uitspraken te kunnen doen over doeltreffendheid: als doelen niet zijn bereikt, kan het beleid niet volledig doeltreffend zijn geweest. Dit zou een ‘top-downbenadering’ genoemd kunnen worden. De uitgevoerde evaluaties van maatregelen en de gebiedsstudies geven meer kleuring; dit zou een ‘bottom-upbenadering’ genoemd kunnen worden. Uitspraken over de exacte mate van doeltreffendheid van het NSL zijn niet mogelijk gebleken. Dit komt onder andere doordat niet alle maatregelen zijn geëvalueerd en de effecten van autonome ontwikkelingen versus NSL-maatregelen op de luchtkwaliteit op basis van bestaand materiaal niet goed genoeg uit elkaar konden worden gehaald.

Voor het beleidsdoel luchtkwaliteit zijn in de beleidsdoorlichting verschillende *indicatoren* voor luchtkwaliteit gehanteerd, waaronder overschrijdingen van de normen in termen van kilometer weglengte aan overschrijdingen voor stikstofdioxiden langs wegen, kilometer weglengte aan overschrijdingen voor fijnstof langs wegen, en aantallen locaties met overschrijdingen van de (etmaal)norm voor fijnstof rond aantallen veehouderijen. Voor het beleidsdoel van het doorgaan van projecten zijn vooral het aantal afgeronde en in uitvoering zijnde infrastructurele projecten en het aantal vervallen infrastructurele projecten (zonder dat in de rapportages is aangegeven waarom projecten zijn vervallen) als indicatoren gebruikt.

In het rapport wordt geconcludeerd dat het NSL *ten dele doeltreffend* is geweest wat betreft de luchtkwaliteit. De combinatie van de verminderingen van overschrijdingen enerzijds en resultaten uit uitgevoerde evaluaties anderzijds maakt het waarschijnlijk dat het NSL heeft bijgedragen aan het

beperken van de normoverschrijdingen. Tegelijkertijd is het NSL wat betreft het halen van de Europese luchtkwaliteitsnormen niet volledig doeltreffend geweest. In 2011 was namelijk nog niet overal voldaan aan de EU-norm voor concentraties in de buitenlucht van fijnstof langs wegen en bij veehouderijen. In 2015 was ook nog niet overal voldaan aan de EU-norm voor concentraties in de buitenlucht van stikstofdioxiden. Ook blijkt uit de uitgevoerde evaluaties van maatregelen en maatregelenpakketten dat vooraf gestelde doelen of verwachtingen niet altijd volledig zijn gehaald.

Het NSL lijkt *doeltreffend* te zijn geweest wat betreft projecten: de systematiek van het NSL, jurisprudentie en de ervaringen met het NSL wijzen erop dat dankzij het NSL ruimtelijke en infrastructurele projecten konden doorgaan. Uitspraken over de exacte mate van doeltreffendheid van het NSL in termen van het doorgaan van projecten zijn evenwel niet mogelijk gebleken. Daarvoor zou moeten worden geanalyseerd hoe het projecten zou zijn vergaan zonder het NSL, en bij vervallen projecten waarom deze zijn vervallen.

Over de doelmatigheid van het NSL kon op basis van de onderzoeksresultaten geen harde uitspraak worden gedaan. Wel kon worden gesteld dat met het systematischer bijhouden van uitgevoerde NSL-maatregelen en bijbehorende uitgaven in samenhang met het uitvoeren van meer evaluaties waarschijnlijk een doelmatiger (en/of doeltreffender) beleid had kunnen worden gevoerd.

2.2.2 Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water

Net als de andere Europese lidstaten dient Nederland de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) te implementeren. Voor alle oppervlaktewateren moest de kwaliteit conform de KRW-systematiek formeel in 2015, maar uiterlijk – na maximaal tweemaal zes jaar uitstel – in 2027 als ‘goed’ gekwalificeerd kunnen worden (*doel* van het beleid). In 2007 hebben Rijkswaterstaat en de regio’s een serie maatregelen opgesteld, die in de periode 2007-2027 zouden worden getroffen om de KRW-doelen in respectievelijk de rijkswateren en de regionale wateren te halen, het zogenoemde RWS/regiomaatregelenpakket.

In 2008 heeft het PBL op verzoek van het ministerie van Verkeer en Waterstaat onderzocht in welke mate met het toen voorgestelde maatregelenpakket de ecologische doelstellingen uit de KRW binnen de daarvoor aangegeven periode zouden kunnen worden bereikt en welke kosten hiermee waren gemoeid (PBL 2008). Het ging daarbij om een *ex ante* evaluatie van maatregelenpakketten gericht op het realiseren van chemisch schoon en ecologisch gezond oppervlaktewater, van chemisch schoon grondwater en van het beschikbaar hebben van voldoende grondwater ten behoeve van natuur. Het voorgestelde maatregelenpakket bestond in hoofdzaak uit maatregelen gericht op herstel en inrichting van watersystemen en het terugdringen van nutriëntemissies naar oppervlaktewater.

De hoofddoelen van de *ex ante* evaluatie waren: (1) het verschaffen van informatie over de ecologische effecten, het verwachte *doelbereik* en de *kosten en baten* van het voorgestelde maatregelenpakket van Rijkswaterstaat en de regio’s (RWS/regiomaatregelenpakket), en de gevolgen daarvan voor de *lasten voor burgers en ondernemingen*; en (2) het aangeven van in welke mate het (verder) terugdringen van de nutriëntbelasting van het oppervlaktewater kon bijdragen aan de verbetering van de ecologische waterkwaliteit en wat de daarmee gemoeide kosten zouden zijn. Ecologische doelen werden geformuleerd en vastgesteld op het niveau van watertypen en oppervlaktewaterlichamen. De *doelvariabele* werd geoperationaliseerd door middel van een maatstaf voor ecologische waterkwaliteit. Hiervoor was een fysieke maatstaf beschikbaar, de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR), gebaseerd op

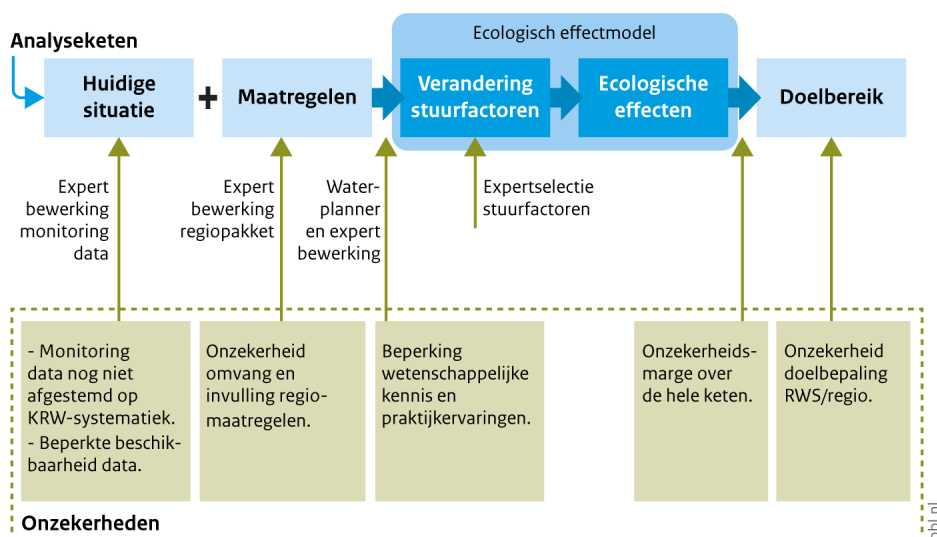
een natuurlijke referentie en waarin diverse ecologische en hydrologische kenmerken een rol spelen (PBL 2008: 35-63).

De *evaluatiemethode* voor het doelbereik was een model dat de chemische en ecologische kwaliteit van de meeste wateren in Nederland representeerde en waarbij ook rekening werd gehouden met verschillen in type wateren. Bij het bepalen van referentiepunten, zoals Maximum en Goed Ecologisch Potentieel, werd rekening gehouden met verschillen tussen waterlichamen, in het bijzonder natuurlijk en niet-natuurlijk water. Hierbij lag de nadruk op de relatie tussen de maatregelenpakketten ‘herstel en inrichting van watersystemen en het terugdringen van nutriëntemissies naar oppervlaktewater’ en de maatstaf voor ecologische waterkwaliteit. Gecombineerd met informatie over de kosten van de maatregelen was het mogelijk om zowel *doeltreffendheid* als *kostenefficiëntie* (kosten per maatregel in relatie tot doelbereik) te bepalen.

Veel aandacht in deze studie ging uit naar *doeltreffendheid* van de geanalyseerde maatregelen. Om de *doeltreffendheid* en het *doelbereik* te bepalen werd uitgegaan van de methodiek zoals geschetst in figuur 2.1.

Figuur 2.1

Methodiek en onzekerheden in analyseketen ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water



Bron: PBL 2008

Van de maatregelenpakketten werden de effecten zoveel mogelijk in beeld gebracht en getoetst aan de doelen die waren uitgedrukt in varianten van het zogeheten ‘ecologisch potentieel’, dat wil zeggen de mate waarin deze bijdragen aan verbeteringen van de EKR-maatstaf en de afstand daarvan tot de specifieke normen zoals Maximum of Goed Ecologisch Potentieel. Het ging wat betreft de *doeltreffendheid* dus om een beschrijvende en zeer datarijke modelmatige ecologische analyse van stroomgebieden in relatie tot voorgestelde maatregelen. Daarbij werd ook aandacht besteed aan integrale aspecten omdat een deel van de voorgestelde maatregelen in het RWS/regiomaatregelenpakket zowel bijdraagt aan de KRW-doelen als aan doelen voor andere beleidsterreinen, zoals het waterbeleid 21e eeuw (WB21), de Vogel- en Habitatrichtlijnen (Natura 2000-gebieden), de Nitraatrichtlijn en de Zwemwaterrichtlijn. Deze maatregelen zijn moeilijk te verdelen in KRW-maatregelen en maatregelen die ten behoeve van andere beleidsprogramma’s worden getroffen. Daarom zijn bij het bepalen van het effect van het RWS/regiomaatregelenpakket op de ecologische kwaliteit maatregelen die vallen onder voorgenomen beleid en maatregelen die als specifiek KRW kunnen worden aangemerkt, samengenomen.

Wat betreft *doelmatigheid* is in de studie duidelijk gemaakt wat de (onmiskerbare) ecologische baten zijn van het RWS/regiomaatregelenpakket, welke maatregelen daarbij bepalend zijn, welke kosten ermee gemoeid zijn en welke aanvullende maatregelen een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan een verdere verbetering van de ecologische kwaliteit. Ook is het mogelijk gebleken om te komen tot een globale inschatting over welk deel van de kosten van deze maatregelen aan voorgenomen beleid kan worden toegeschreven. Op basis hiervan konden ook kengetallen voor *kosten-effectiviteit* – kosten om een bepaald effect te bereiken – en *kosten-efficiëntie* – kosten van verschillende maatregelen – worden geproduceerd.

De onzekerheden in ogenschouw nemend leek een volledig doelbereik voor de regionale wateren niet waarschijnlijk. Voor de rijkswateren waren de doelen mogelijk wel binnen bereik, behalve voor de als natuurlijk aangewezen kustwateren. De aanmelding van de toen voorgestelde regionale doelen als resultaatverplichting naar Brussel werd ingeschat als een mogelijk risico op toekomstige ingebrekestelling. Dat risico kon worden verkleind door voor 2015 en 2021 realistische tussendoelen vast te stellen, op basis van de resultaten van een *monitoringprogramma* waarmee de effecten van maatregelen zouden worden geëvalueerd.

Om in de periode tot 2015 of 2027 een verdergaande ecologische verbetering te bereiken en een hogere *mate van doelmatigheid* te verkrijgen, werden vooral aanvullende inrichtingsmaatregelen in de beken/rivieren, vaarten/kanalen en sloten, en actief visstandbeheer in meren als kansrijke en relatief goedkope maatregelen bestempeld. De nutriëntbelasting van het regionale oppervlaktewater was moeilijk terug te dringen vanwege nalevering vanuit de voorraad die in de bodem is opgebouwd. Inzet van effectgerichte maatregelen (bijvoorbeeld helofytenfilters) zou de nutriëntbelasting sterk verlagen, maar was qua effect nog onzeker en zou tot hoge kosten voor de landbouw leiden.

3 Toepassing van het afwegingskader

In dit hoofdstuk geven we, voor zover mogelijk, antwoord op de vragen die in hoofdstuk 2 zijn geformuleerd voor de evaluatie van beleid ten behoeve van stikstofreductie en natuurverbetering. Daar waar mogelijk doen we voorstellen voor de definities. Verder geven we aan welke keuzes later nog moeten worden gemaakt.

3.1 Beleidsdoelen en doelvariabelen

Het *beleidsprobleem* (vraag 1a in kader 2.1) dat ten grondslag ligt aan de Wsn bestaat uit de achteruitgang van soorten en habitats en de negatieve effecten van de stikstofbelasting op de kwaliteit van de natuur. Volgens de Memorie van Toelichting bij de Wsn is het hoofddoel van de structurele aanpak van de stikstofproblematiek ‘het realiseren van een gunstige of – waar dat nog niet mogelijk is – een verbeterde landelijke staat van instandhouding van stikstofgevoelige soorten en habitattypen’. De beleidsdoelen zoals geformuleerd in de Wsn zijn ondersteunend voor dit hoofddoel. De wettekst is als volgt (artikel 1.12a Wnb):

‘Het percentage van het areaal van de voor stikstof gevoelige habitats in Natura 2000-gebieden waarop de depositie van stikstof niet groter is dan de hoeveelheid in mol per hectare per jaar waarboven verslechtering van de kwaliteit van die habitats niet op voorhand is uit te sluiten, bedraagt:

- a. in 2025: ten minste 40%;
- b. in 2030: ten minste 50%;
- c. in 2035: ten minste 74%.’

Deze percentages worden omgevingswaarden genoemd. De hoeveelheid stikstofdepositie in mol per hectare per jaar waarboven verslechtering van de kwaliteit van de habitats niet op voorhand is uit te sluiten, wordt kritische depositiewaarde (KDW) genoemd.⁴

De Wsn stelt tevens dat het doel van het Programma SN is het ‘verminderen van stikstofdepositie op voor stikstof gevoelige habitats in Natura 2000-gebieden om te voldoen aan de omgevingswaarden’ en ‘het bereiken van de instandhoudingsdoelstellingen’ in de genoemde habitats. Het Uitvoeringsprogramma Natuur (dat integraal onderdeel is van het Programma SN) streeft naar ‘het realiseren van condities voor een gunstige (of waar dat niet haalbaar is verbeterde) staat van instandhouding (Svl) van alle soorten en habitats onder de VHR’. Hierbij valt op dat de omgevingswaarden in de wet zijn gericht op Natura 2000-gebieden, terwijl de Memorie van Toelichting schrijft over de *landelijke* staat van instandhouding en het Uitvoeringsprogramma Natuur rept over de staat van instandhouding van *alle* (dus niet alleen stikstofgevoelige) soorten en habitats onder de Vogel- en Habitatrichtlijnen (VHR). Ook Smits et al. (2024) concluderen dat de doelen van het

⁴ Naast deze resultaatverplichtingen voor omgevingswaarden zijn er inspanningsverplichtingen, opgenomen in het Programma SN, aangaande tussentijdse doelstellingen. Deze zijn echter nooit vastgesteld.

Programma SN en het Uitvoeringsprogramma Natuur niet goed op elkaar aansluiten. Zij raden aan om de doelen conform de VHR te formuleren, dus ‘staat van instandhouding van soorten en habitattypen landelijk’.

De toestand van de natuur bestaat uit verschillende onderdelen, te weten de omgevingscondities voor de verschillende habitattypen en soorten, de verspreiding van soorten en de oppervlakte van het gebied of omvang van de populatie. De SvI van soorten is in Artikel 1 van de Habitatrichtlijn als volgt gedefinieerd: ‘[H]et effect van de som van de invloeden die op de betrokken soort inwerken en op lange termijn een verandering kunnen bewerkstelligen in de verspreiding en de grootte van de populaties van die soort op het bedoelde grondgebied’ (Richtlijn 92/43/EEG). De SvI van een habitat is in Artikel 1 gedefinieerd als: ‘[De] som van de invloeden die op de betrokken natuurlijke habitat en de daar voorkomende typische soorten inwerken en op lange termijn een verandering kunnen bewerkstelligen in de natuurlijke verspreiding, de structuur en de functies van die habitat of die van invloed kunnen zijn op het voortbestaan op lange termijn van de betrokken typische soorten op het bedoelde grondgebied’ (Richtlijn 92/43/EEG). In Smits et al. (2024) wordt uiteengezet hoe de SvI van soorten en van habitats wordt bepaald.

In dit rapport nemen we de landelijk gunstige staat van instandhouding van alle soorten en habitats onder de VHR als *doel* (vraag 1a in kader 2.1) van het beleid. Als dit doel niet wordt gehaald, is het beleid (om welke reden dan ook) niet volledig *doeltreffend* geweest. Een enge definitie van *doelbereik* (vraag 5 in kader 2.2) is een landelijk gunstige staat van instandhouding van alle soorten en habitats onder de VHR.

3.1 Het evalueren van een pakket aan beleidsmaatregelen

Het beleid gericht op stikstofreductie en natuurverbetering bestaat sinds de uitspraak van de Raad van State over het PAS uit een breed pakket aan beleidsmaatregelen. Deze maatregelen komen voort uit diverse wetten en programma’s, waarvan de doelen niet altijd goed op elkaar zijn afgestemd. Daarnaast zijn de maatregelen voor enerzijds emissiereductie en anderzijds interventies in de natuur, gericht op diverse sectoren in de economie, en impliciet gericht op meerdere vormen van marktfalen (negatieve externaliteiten van emissies, externaliteiten in het technologiedomein, en ecosysteemdiensten als publieke goederen). Dit maakt het evalueren van dit pakket aan beleidsmaatregelen erg complex.

Vollebergh et al. (2023) hebben een raamwerk ontwikkeld dat helpt bij het inventariseren van een complex pakket aan maatregelen. Het raamwerk bestaat uit een inventarisatie van bestaande beleidsmaatregelen (zowel het te evalueren beleidspakket als relevante bestaande beleidsmaatregelen in aanpalend beleid) en de wijze waarop elke maatregel verondersteld wordt verschillende vormen van marktfalen aan te pakken. Hierbij wordt de vormgeving van elke maatregel beschreven aan de hand van een aantal vragen. Vervolgens wordt de samenhang van de beleidsmaatregelen in het pakket en de samenhang van het pakket met bestaande beleidsmaatregelen beschreven. Deze stap geeft een eerste, kwalitatieve evaluatie van de doeltreffendheid en doelmatigheid van het pakket aan beleidsmaatregelen. Het verdient aanbeveling dit raamwerk in een vroeg stadium van de evaluatie toe te passen op het pakket aan beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering.

Op basis van de tekst van de Wsn en het Uitvoeringsprogramma Natuur kunnen aparte *doelvariabelen* (vraag 1b in kader 2.1) worden geformuleerd voor stikstof en voor natuur. Als *doelvariabelen* voor

stikstof kiezen we voor de omgevingswaarden; als *doelvariabelen voor natuur* kiezen we voor de condities voor een gunstige staat van instandhouding van soorten en habitats onder de VHR. De omgevingswaarden zijn in de wet geconcretiseerd en gekwantificeerd, maar de condities voor een gunstige SvI niet. Voorbeelden van deze condities op gebiedsniveau zijn grenzen voor de zuurgraad van de bodem, de beschikbaarheid van stikstof, en waterkwaliteit. In Smits et al. (2024) zijn deze condities nader uitgewerkt. In een ruimere definitie van *doelbereik* (vraag 5 in kader 2.2) kan de realisatie van de doelvariabelen als uitgangspunt worden genomen.

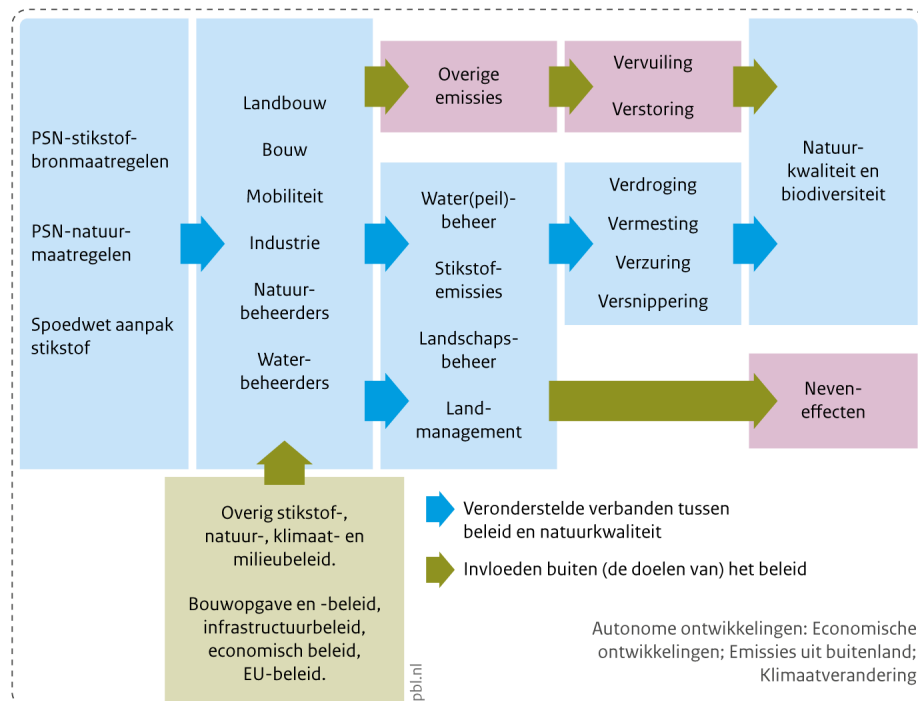
3.2 Context van het beleid

Voordat we de vragen uit hoofdstuk 2 verder beantwoorden, plaatsen we de genoemde beleidsmaatregelen in de bredere context van aanpalend beleid en autonome ontwikkelingen. Dit helpt bij het vaststellen van de al dan niet in de evaluatie mee te nemen effecten. Figuur 3.1 geeft een conceptueel kader om meer inzicht te krijgen in deze bredere context. Daarbij worden effecten van het beleid en effecten die niet door het beleid komen, onderscheiden. De vijf 'kolommen' in de figuur geven, van links naar rechts, weer:

1. de beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering;
2. de groepen actoren;
3. zaken die de actoren kunnen beïnvloeden;
4. drukfactoren voor de natuur; en
5. de variabelen waar beleidsmaatregelen uiteindelijk impact op kunnen hebben.

Figuur 3.1

Context stikstof- en natuurbeleid



Bron: PBL

De blauwe vlakken en pijlen in figuur 3.1 geven van links naar rechts de veronderstelde verbanden weer tussen de beleidsmaatregelen en de kwaliteit van de natuur (en daarmee of de landelijk gunstige staat van instandhouding van alle soorten en habitats onder de VHR mogelijk wordt bereikt).

De groene pijlen en vlakken betekenen invloeden die buiten (de doelen van) de beleidsmaatregelen vallen. De roze vlakken geven mogelijke effecten weer die buiten de doelen van de beleidsmaatregelen vallen. Het gestreepte kader om de figuur heen staat voor de rol van autonome ontwikkelingen. Ontwikkelingen buiten het Nederlandse beleid, zoals economische ontwikkelingen, emissies uit het buitenland en klimaatverandering, hebben invloed op het beleid, de actoren, hun beslissingen en de natuur.

De in dit rapport meegenomen set aan beleidsmaatregelen omvat stikstofbronmaatregelen uit het Programma SN, natuurmaatregelen uit het Programma SN (Uitvoeringsprogramma Natuur) en maatregelen uit de Spoedwet aanpak stikstof, zoals weergegeven in het blauwe vlak aan de linkerkant van de figuur. De blauwe pijlen in de figuur geven de doorwerking van deze maatregelen weer, die actoren beïnvloeden in verschillende sectoren: landbouw, bouw, mobiliteit, industrie, terrein-beherende organisaties (bijvoorbeeld Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten) en voortouwnemers (provincies en Rijkswaterstaat) en waterbeheerders (bijvoorbeeld Rijkswaterstaat en de Waterschappen). Gedragsveranderingen en investeringen van actoren zorgen voor bedoelde en onbedoelde veranderingen in water(peil)beheer, stikstofemissies, ruimtelijke inrichting, en landbeheer en landgebruik (beheer op het niveau van percelen/weilanden). Deze veranderingen hebben invloed op de drukfactoren vermessing, verzuring, verdroging en versnippering, die mede de natuurkwaliteit en biodiversiteit bepalen.

Naast effecten op de natuurkwaliteit hebben de beleidsmaatregelen mogelijk effecten op variabelen die niet direct gerelateerd zijn aan stikstof en natuur (neveneffecten). Deze kunnen gewenst en ongewenst zijn. Een mogelijk positief neveneffect is bijvoorbeeld een verlaging van de uitstoot van broeikasgassen, met als resultaat mitigatie van klimaatverandering. Een mogelijk negatief neveneffect is bijvoorbeeld vermindering van de lokale vraag naar arbeid.

De groene pijlen en het groene vlak in de figuur geven invloeden en mogelijke effecten weer die buiten deze evaluatie vallen. De actoren in de sectoren worden ook beïnvloed door aanpalend beleid. Hierbij gaat het niet alleen om overig stikstof- en natuurbeleid (zoals het vervallen van de derogatie), maar ook om klimaat- en milieubeleid, de bouwopgave en het bouwbeleid, infrastructuurbeleid, economisch beleid (denk aan fiscale prikkels) en Europees beleid (bijvoorbeeld het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid, het klimaatbeleid en de Kaderrichtlijn Water). Verder hebben de door de beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering in gang gezette gedragsveranderingen en investeringen invloed op diverse vervuilende emissies naar lucht en water en verstoringen van de natuur (bijvoorbeeld wanneer recreatieve activiteiten zich verplaatsen van natuurgebieden naar overgangsgebieden). Zulke veranderingen hebben invloed op de drukfactoren vervuiling en verstoring en dus op de kwaliteit van de natuur.

De invloeden en mogelijke effecten die buiten de doelen of beleidsmaatregelen van de Wsn vallen (de groene pijlen en de groene en roze vlakken én het gestreepte kader) kunnen inwerken op de doelvariabelen. Een extreem voorbeeld is wanneer autonome ontwikkelingen ertoe leiden dat de toestand van de natuur al voldoende verbetert. In dat geval zou er geen noodzaak meer zijn voor specifiek beleid. Een ander voorbeeld is wanneer emissies uit het buitenland en klimaatverandering leiden tot een grote verslechtering van de natuurkwaliteit en biodiversiteit in Nederland. In dat geval zou het wel heel moeilijk worden om met het Nederlandse stikstof- en natuurbeleid te zorgen voor een gunstige staat van instandhouding van soorten en habitats. Bij een evaluatie van de doeltreffendheid en doelmatigheid van beleid dient derhalve rekening te worden gehouden met invloeden en mogelijke effecten die buiten de doelen of maatregelen van het beleid vallen.

3.3 Beleidstheorie voor stikstofreductie en natuurverbetering

Sinds de uitspraak van de Raad van State over het PAS zijn diverse beleidsmaatregelen ten behoeve van stikstofreductie en natuurverbetering ingevoerd. In dit rapport, en in lijn met de andere rapporten in deze evaluatieronde, richten we ons op de beleidsmaatregelen onder het Programma SN, de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties met piekbelasting (Lbv-plus) plus en de Spoedwet aanpak stikstof. Deze kunnen grofweg als volgt worden ingedeeld: bronmaatregelen voor de sectoren landbouw, industrie, bouw en mobiliteit, en natuurmaatregelen.

3.3.1 Beleidstheorie als middel om veronderstelde verbanden te ontdekken

Het is belangrijk om een evaluatie van de doeltreffendheid van het beleid te starten met het formuleren van een beleidstheorie. Een beleidstheorie – als hulpmiddel bij de evaluatie van doeltreffendheid – formuleert waarom beleid nodig is, wat de beoogde beleidsdoelen zijn en welke de veronderstelde verbanden tussen de beleidsmaatregelen en doelvariabelen (Expertwerkgroep Effectmeting 2012; Ter Weel et al. 2022; Vollebergh & Renes 2019). In dit rapport construeren we de beleidstheorie op basis van de beleidsmaatregelen die zijn ingevoerd. In plaats van beleidstheorie wordt ook wel gesproken van interventielogica, interventietheorie of *theory of change*.

Er zijn vele manieren om een beleidstheorie te beschrijven.⁵ De manier die wij hier gebruiken sluit aan bij de manier waarop de ministeries van EZK en LNV hun beleidsevaluaties vormgeven. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen *inputs*, *activiteiten*, *outputs*, *intermediate outcomes*, *outcomes* en *impacts*. Deze onderdelen van de beleidstheorie, en de veronderstelde verbanden ertussen, laten zien hoe de beleidsmaatregelen verondersteld worden bij te dragen aan de in paragraaf 3.1 gedefinieerde doelvariabelen en doelbereik.

Figuur 3.2 geeft een beleidstheorie voor de beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering weer. De pijlen geven veronderstelde verbanden weer en elke pijl kan gezien worden als een hypothese die getoetst dient te worden. Aanpalend beleid en autonome ontwikkelingen (zie paragraaf 3.2) beïnvloeden mogelijk de veronderstelde verbanden – bij de operationalisering en uitvoering van de evaluatie dient hier expliciet rekening mee te worden gehouden.

Bij *inputs* gaat het om een opsomming van de beleidsmaatregelen. In plaats van de bij de evaluaties van EZK en LNV gebruikelijke kolom ‘*activiteiten*’ kiezen we voor een kolom *vormgeving*, waarin wordt aangegeven hoe de beleidsmaatregel is vormgegeven. Het kan daarbij gaan over de voorwaarden en hoogte van het bedrag van een subsidieregeling, maar ook over de handhaving van normen en de voorwaarden voor een subsidie. De *outputs* betreffen de uitkomsten die direct samenhangen met de inzet van de beleidsmaatregel, bijvoorbeeld het aantal opgekochte dierrechten of het aantal bedrijven dat van een nieuwe technologie gebruikmaakt. De stappen van inputs naar outputs

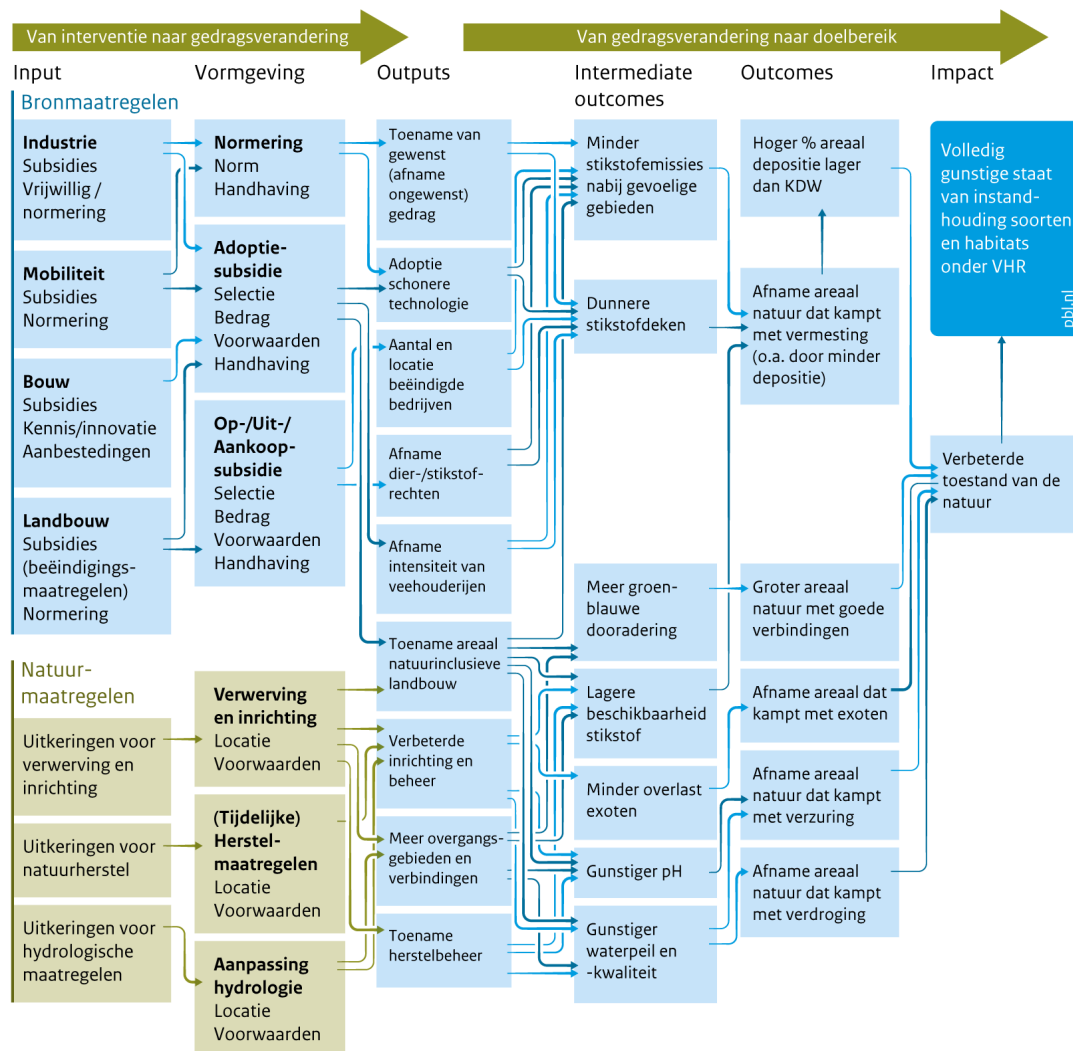
⁵ Ook figuur 3.1 kan gezien worden als een beleidstheorie. Het doel van deze figuur is echter om de beleidsmaatregelen in een bredere context te plaatsen. Het doel van figuur 3.2 is om causale en voorwaardelijke relaties tussen beleidsmaatregelen en beleidsdoelen weer te geven.

geven de veronderstelde verbanden weer tussen de beleidsmaatregel en gedragsveranderingen bij en investeringen door relevante actoren, bij de gekozen vormgeving.

Of de outputs ook tot het gewenste effect op de doelvariabelen en het doelbereik kunnen leiden, wordt duidelijk in de tweede stap van de evaluatie, die van het gedragseffect (wat wordt de interventie verondersteld bij de doelgroep teweeg te brengen in termen van veranderingen in gedrag en investeringen?) naar de doelvariabelen en het beleidsdoel gaat. Of bijvoorbeeld het opkopen van boerenbedrijven in een bepaald gebied (een voorbeeld van output) zal bijdragen aan een gunstige staat van instandhouding, hangt af van de vraag of deze boeren uit zichzelf al zouden stoppen, van de ligging van de bedrijven, en of de opkoop inderdaad tot een vermindering van de stikstofdepositie leidt. Daarnaast hangt het effect op het doelbereik af van wat er in de tussentijd is gebeurd met de andere (druk)factoren die van invloed zijn op de natuurkwaliteit in Nederland (de andere outcomes in figuur 3.2 en de autonome ontwikkelingen in figuur 3.1).

Figuur 3.2

Beleids Theorie doeltreffendheid en doelmatigheid stikstof- en natuurmaatregelen



Bron: PBL

De *intermediate outcomes* zijn in feite de veronderstelde lokale fysieke uitwerkingen van de outputvariabelen op emissies en omgevingscondities. De *outcome*variabelen beschrijven de veronderstelde

uitkomsten op een meer geaggregeerd niveau (bijvoorbeeld nationaal). De uiteindelijke *impact* verwoordt het beleidsdoel.

Een beleidstheorie, zorgvuldig opgesteld met onderzoekers uit verschillende disciplines, geeft inzicht in de mogelijk oorzakelijke verbanden tussen beleidsmaatregelen en veranderingen in natuur en maatschappij. Zij kan gebruikt worden om indicatoren voor deze veranderingen te vinden. Door de beleidstheorie met een breed team van experts op te stellen, kan het risico op het gebruik van niet-relevante en het missen van relevante indicatoren beperkt worden. Vervolgens kan met verschillende onderzoeksmethoden geprobeerd worden om vast te stellen in hoeverre er sprake is van oorzakelijke verbanden. Het is onvermijdelijk dat verschillende onderzoekers met verschillende methoden tot verschillende conclusies zullen komen. Het toepassen van het afwegingskader uit hoofdstuk 2 en het zorgvuldig formuleren en toepassen van de beleidstheorie dragen bij aan een zo groot mogelijke transparantie in het evaluatieproces.

Figuur 3.2 vormt een basis voor een evaluatie van de doeltreffendheid (en uiteindelijk ook van de doelmatigheid en de neveneffecten) van het stikstof- en natuurbeleid. De veronderstelde verbanden in de figuur dienen verder uitgewerkt te worden (een eerste stap hiertoe wordt gezet in paragraaf 3.3.3). Voor elk verondersteld verband dienen de onderzoekers zich af te vragen of dat onderzocht kan worden op basis van de beschikbare kennis en monitoringgegevens. Ook moeten zij zich afvragen in hoeverre bij onderzoek naar een bepaald verband of keten van verbanden rekening gehouden moet worden met andere verbanden. Zo hoeft bij een onderzoek naar het effect van stikstofbronmaatregelen op stikstofemissies wellicht geen rekening gehouden te worden met natuurbeleid, maar bij een onderzoek naar het effect van stikstofbronmaatregelen op de toestand van de natuur wel. Ook dient bij het onderzoek rekening te worden gehouden met ander beleid en autonome ontwikkelingen (zie paragraaf 3.2).

Het evalueren van de doeltreffendheid van natuurbeleid is notoir lastig. De moeilijkheid hangt samen met het karakter van beleid dat is gericht op natuurherstel en biodiversiteitsbescherming. Bij natuurherstelbeleid is er meestal sprake van:

- meerdere uitkomsten op verschillende schaalniveaus (wat de afbakening en formulering van de beleidstheorie bemoeilijkt);
- onverwachte of onbedoelde ruimtelijke neveneffecten (bijvoorbeeld verplaatsing van (bedrijfs)activiteiten met hoge druk op de natuur naar andere regio's);
- beïnvloeding van de uitkomsten door andere factoren (autonome ontwikkelingen, aanpalend beleid) (Baylis et al. 2016).

Daarbij komt dat de effecten van natuurbeleid zich meestal niet direct manifesteren, maar pas (veel) later in de tijd merkbaar zijn, en dat er vaak sprake is van non-lineaire 'ecologische productiefuncties', waarbij het verband tussen de beleidsmaatregel en de gewenste uitkomst niet lineair is (Daily & Matson 2008).

Dit wil niet zeggen dat een evaluatie van de doeltreffendheid van natuurbeleid (en dus ook van de doelmatigheid) onmogelijk is. Wel kan het zijn dat het pad van veronderstelde verbanden van beleidsmaatregel naar impact wellicht niet volledig kan worden gevolgd en er 'slechts' geëvalueerd kan worden op basis van indicatoren voor intermediate outcomes of zelfs outputs in plaats van outcomes en impact. Een alternatief is om aannames te maken over de relatie tussen intermediate outcomes en impact, bijvoorbeeld door toepassing van een ecologisch rekenmodel zoals het *Model for Nature policy* (Pouwels et al. 2017).

3.3.2 Beleidsmaatregelen, beleidsinstrumenten en beleidsinzet

Sinds de uitspraak van de Raad van State over het PAS heeft de overheid diverse beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering afgekondigd. We rubriceren deze beleidsmaatregelen naar typen *beleidsinstrumenten*. Een beleidsinstrument is ‘een actieve overheidsinterventie gericht op een door het beleid gewenste te bereiken doelstelling’ (Vollebergh & Renes 2019). Voorbeelden hiervan zijn subsidies, normstellingen en belastingen. Deze vertaalslag is behulpzaam bij het opzetten van de evaluatie en het invullen van de beleidstheorie in paragraaf 3.3.3.

In de praktijk is een beleidsinstrument gericht op een gedragsverandering bij een maatschappelijke actor, veelal burgers en bedrijven. Zo is een subsidie voor de adoptie van een schone technologie gericht op het investeringsgedrag van burgers en bedrijven. Een belasting op een vervuilende activiteit is gericht op gedragsveranderingen en investeringen die leiden tot minder vervuilende activiteiten. Voor de uitwerking van een beleidsinstrument zijn de context en vormgeving ervan van groot belang (Vollebergh & Renes 2019). Een beleidsinstrument kan op verschillende manieren worden vormgegeven, en dat bepaalt mede de doeltreffendheid en de doelmatigheid van het instrument (zie kolom Vormgeving in figuur 3.2. Voorbeelden van relevante context zijn het type doel (bijvoorbeeld meetbare emissies versus een lokaal natuurdoel), de marktvorm en afwentelingsmogelijkheden (in het geval van een prijsinstrument) en het draagvlak.

De beleidsmaatregelen onder het Programma SN, de Lbv-plus en de Spoedwet aanpak stikstof kunnen grofweg ingedeeld worden in de volgende sectoren en categorieën:

- landbouw: beëindigingsregelingen, adoptiesubsidies voor schonere technologieën, normering;
- industrie: adoptiesubsidies voor schonere technologieën, normering;
- bouw: adoptiesubsidies voor schonere technologieën;
- mobiliteit: adoptiesubsidies voor schonere technologieën, normering;
- natuurmaatregelen: subsidies voor verwerving en inrichting, subsidies voor natuurherstel, subsidies voor hydrologische maatregelen.

De *beleidsinzet* bestaat uit onderdelen als de beleidsvoorbereiding, de beleidsuitvoering, toezicht en handhaving, monitoring en de door de overheid ingezette middelen voor de in de evaluatie meegenomen beleidsmaatregel(en). Het antwoord op de vraag welke beleidsmaatregelen moeten worden meegenomen in een evaluatie (de afbakening van de evaluatie), is in het geval van beleid voor stikstofreductie en natuurverbetering niet voor de hand liggend. Sinds de uitspraak van de Raad van State over het PAS zijn diverse beleidsmaatregelen, die zijn gericht op bovengenoemde doelen voor stikstof en natuur, ingezet. Een groot deel hiervan valt onder het Programma SN (de bronmaatregelen en natuurmaatregelen uit dat programma). Echter, niet alle beleidsmaatregelen die onder het Programma SN vallen, dragen bij aan de landelijk gunstige staat van instandhouding van alle soorten en habitats onder de VHR (bijvoorbeeld omdat ze gericht zijn op het creëren van stikstofruimte voor bouwprojecten). Andere beleidsmaatregelen dragen wel bij aan het doel, maar vallen formeel niet onder het Programma SN, zoals de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties met piekbelasting (Lbv-plus) en de beleidsmaatregelen onder de Spoedwet aanpak stikstof. Sommige van deze beleidsmaatregelen zijn in uitvoering of zelfs al afgerond, andere zijn nog in de ontwerpfase. In dit rapport maken we geen expliciete keuze over de beleidsinzet (vraag 2 in kader 2.1) die in de evaluatie wordt meegenomen, omdat we niet als doel hebben om een volledige evaluatie te presenteren.

De beleidsmaatregelen waarvoor we hier de beleidstheorie verder uitwerken (de ‘afbakening’ van het beleid; vraag 1b in kader 2.1), zijn:

- de regeling Versnelde klimaatinvesteringen industrie (VEKI) als voorbeeld van een stikstof-bronmaatregel voor de industrie;
- de Subsidieregeling Verduurzaming Binnenvaartschepen (SRVB) als voorbeeld van een stikstofbronmaatregel voor de sector mobiliteit;
- de volgende stikstofbronmaatregelen voor de landbouw:
 - Subsidieregeling sanering varkenshouderijen (Srv);
 - Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties (Lbv);
 - Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties met piekbelasting (Lbv-plus);
 - Maatregel gerichte aankoop en beëindiging, eerste tranche (MGA1);
- de Regeling specifieke uitkering Programma Natuur (SPUK-PN) voor terreinbeherende organisaties en voortouwnemers in het kader van het Uitvoeringsprogramma Natuur ten behoeve van de volgende gebiedsgerichte natuurmaatregelen:
 - versnellen verwerving, optimaliseren van inrichting en beheer;
 - verbetering kwaliteit bestaande natuurgebieden;
 - inzet op maatregelen in overgangsgebieden, inclusief het verbinden van gebieden;
 - extra hydrologische maatregelen;
 - overige kwaliteitsmaatregelen boven op het Natuurpact.

3.2 Stikstofbron- en natuurherstelbeleid (gebaseerd op Van Bussel & Van Hinsberg 2024)

Wanneer de stikstofdepositie in een habitat langdurig te hoog is (hoger dan de KDW), ontstaat het risico op verslechtering van de natuur en het verlies van dier- en plantensoorten die horen bij die habitat. De bronmaatregelen uit het Programma SN zijn gericht op het verminderen van de stikstofuitstoot van de belangrijkste binnenlandse stikstofbronnen. Wanneer de stikstofuitstoot door die bronnen daalt, daalt ook de stikstofdepositie en dat verbetert (op den duur) de bodemcondities. De mate waarin en de snelheid waarmee de depositie zal moeten dalen, verschilt van plek tot plek, afhankelijk van de gevoeligheid van de habitat, de duur van de historische blootstelling aan stikstofdepositie en de al opgetreden effecten. Natuurmaatregelen kunnen ingezet worden om natuur bestendiger maken tegen een overbelasting van stikstof. Daarnaast kan in een habitat een andere drukfactor dan vermessing of verzuring een groter gevaar zijn voor de instandhouding van soorten en habitats. Vandaar dat ook natuurherstelmaatregelen worden getroffen als onderdeel van het Programma SN. Ook worden natuurmaatregelen genomen om de negatieve effecten van drukfactoren te mitigeren en de omgevingscondities te verbeteren voor zowel soorten als habitat-typen. Voorbeelden van natuurmaatregelen zijn het dempen van sloten en het verhogen van het grondwaterpeil om de waterhuishouding te herstellen, het plaggen van de bodem om de bodemcondities te verbeteren, en het verwijderen van exoten om soorteninteracties te verbeteren.

3.3.3 Beleidstheorie voor beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering

Figuur 3.2 is een illustratie van een overkoepelende beleidstheorie (*theory of change*) van de effecten (vraag 3a in kader 2.1) van de beleidsmaatregelen voor stikstofreductie en natuurverbetering. Deze effecten zijn veronderstelde verbanden tussen de beleidsinzet en de doelvariabelen. De beleidstheorie dient te worden gezien in de bredere context van het beleid dat is gepresenteerd in paragraaf 3.2. Hierna werken we de beleidstheorie voor een beperkt aantal beleidsmaatregelen verder uit. Voor de andere maatregelen dient deze tijdens de volgende evaluatie verder uitgewerkt te worden.

Het verdient aanbeveling om dan, naast een overkoepelende beleidstheorie (en beschrijving van de beleidscontext, zie figuur 3.1), voor elke beleidsmaatregel een aparte beleidstheorie te formuleren, inclusief een expliciete formulering van het doel van de beleidsmaatregel. Dit kan aanvullende inzichten bieden in veronderstelde verbanden en mogelijke (neven)effecten van elke individuele beleidsmaatregel. Tevens dient dan te worden besloten welke effecten al dan niet worden meegenomen in de beoordeling van doeltreffendheid (vraag 6 in kader 2.2). Ook dient de operationalisering van de (mate van) doeltreffendheid in de volgende evaluatieronde nader ingevuld te worden door middel van het beantwoorden van vragen 7-9 in kader 2.3.

Stikstofbronmaatregelen: industrie

In dit rapport werken we de beleidstheorie voor één specifieke beleidsmaatregel voor de industrie verder uit, namelijk die voor de regeling Versnelde klimaatinvesteringen industrie (VEKI). De Maatwerk aanpak Piekbelasters Industrie was beoogd als een subsidie op investeringen van piekbelasters die tot een substantiële, kosteneffectieve stikstofreductie zouden leiden. De regeling is uiteindelijk opgegaan in de VEKI. De VEKI is gericht op de vermindering van de uitstoot van broeikasgassen, die vaak gepaard gaat met een reductie van de stikstofoxidenuitstoot. Strikt genomen is een reductie van stikstofoxiden hiermee een neveneffect van de regeling, maar omdat een deel van het budget van de VEKI uit een maatregel uit het Programma SN komt, wordt de VEKI toch gezien als onderdeel van het pakket aan beleidsmaatregelen uit het Programma SN.

De overheid stimuleert investeringen in (innovatieve) milieuvriendelijke alternatieven van bestaande technologieën vanwege de positieve externe effecten die hiermee samenhangen, waaronder het verminderen van de uitstoot van schadelijke stoffen. Met financiële middelen compenseert de Rijksoverheid een deel van de investeringen in deze technieken, omdat bedrijven niet op een andere wijze beloond worden voor het verminderen van hun uitstoot. Dergelijke subsidieregelingen voor adoptie van technologische vernieuwing beogen in beginsel het versnellen van de marktintroductie en uitrol van innovatieve milieuvriendelijke technieken. Nieuwe technologieën, zeker in de beginfase, kennen veelal meerkosten. Ondanks de mogelijke besparingen, bijvoorbeeld op energiekosten, is het hierdoor vaak minder aantrekkelijk voor bedrijven om in dit soort technologie te investeren (Vollebergh 2020).

De VEKI voorziet in een subsidie op specifieke milieu-investeringen die verder gaan dan de eisen uit hoofde van de Best Beschikbare Technieken (BBT-aanpak) in de sector. Dit zijn technieken die op zodanige schaal ontwikkeld zijn dat ze economisch en technisch haalbaar kunnen worden toegepast in de industriële context. Ook het kostenniveau van een maatregel is dus relevant om te beoordelen of een maatregel al dan niet als BBT wordt aangemerkt. Bedrijven met industriële installaties zijn verplicht om deze BBT-aanpak toe te passen (Van den Born et al. 2020). De regeling is bedoeld om investeringen te ondersteunen die kosteneffectief de uitstoot van broeikasgassen in de industrie in Nederland reduceren. In het kader van de beleidstheorie (figuur 3.2) is de VEKI de *input*.

De *vormgeving* betreft de vormgeving van de VEKI. De VEKI-regeling is een *subsidie* voor de adoptie van een technologie die bijdraagt aan het verminderen van de emissies van broeikasgassen. Het gaat om investeringen die zonder subsidie een terugverdientijd hebben van meer dan vijf jaar en waarvan de werking al minimaal drie keer eerder in Nederland is gedemonstreerd. Er zijn vier typen investeringen te onderscheiden: voor energie-efficiëntie, voor recycling en hergebruik van afval, voor lokale infrastructuurvoorzieningen, en andere maatregelen die de uitstoot van broeikasgassen terugbrengen. De VEKI-regeling is geopend op 15 maart 2023 en sluit op 9 januari 2024. Het totale

budget is 138 miljoen euro, waarbij geldt dat ‘wie het eerst komt, die het eerst maalt’, en er is een maximaal subsidiebedrag per aanvraag van 15 miljoen euro. De hoogte van de subsidie mag niet meer dan 80 euro per ton CO₂-equivalenten vermindering zijn tijdens de 15 jaar vanaf ingebruikname, of tijdens de levensduur van de installatie als deze korter is dan 15 jaar.

In het kader van het beleid ten behoeve van de doelen uit de Wsn is de *output* van de VEKI de adoptie van technologieën die bijdragen aan het verminderen van stikstofemissies, ondanks dat het doel van de regeling zelf het verminderen van de uitstoot van broeikasgassen is. De Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) houdt bij welke gebruiker van de regeling welke bedrijfsmiddelen aanschaf met middelen uit de regeling. Adoptie kan op verschillende wijzen leiden tot een daling van emissies ten opzichte van de situatie zonder de VEKI. Wanneer het een vervangingsinvestering betreft, wordt gebruik van een meer vervuilende technologie beëindigd. De vraag is dan in welke mate deze investering is versneld dankzij de subsidie. Wanneer het een uitbreidingsinvestering betreft die zonder bestaan van de VEKI niet zou zijn gedaan, zouden emissies zonder de VEKI hoger zijn geweest wanneer zonder de VEKI een minder schone technologie zou zijn aangeschaft.

De *intermediate outcomes* zijn minder stikstofemissies nabij stikstofgevoelige gebieden en een dunner stikstofdeken in vergelijking met de situatie zonder de VEKI. Merk op dat dit niet hoeft te betekenen dat de emissies van de gebruikers van de regeling daadwerkelijk zijn gedaald. Het kan zijn dat de emissies zijn toegenomen, maar minder zijn toegenomen dan zonder de regeling het geval zou zijn geweest. Mogelijk kan hierbij gebruikgemaakt worden van de data en berekeningen van het RIVM (zie bijvoorbeeld RIVM 2021).

De *outcome* van de VEKI is minder stikstofdepositie in voor stikstof gevoelige gebieden. Afhankelijk van de gebieden waar deze depositievermindering plaatsvindt, en in samenhang met andere factoren (intermediate outcomes van andere beleidsmaatregelen, autonome ontwikkelingen), kan de VEKI bijdragen aan een afname van het areaal dat kampt met vermeting. Hierdoor kan de depositie in een natuurgebied mede door de VEKI onder de KDW komen. Indien dit het geval is, draagt de VEKI bij aan een hoger percentage van het areaal stikstofgevoelige habitats onder de KDW. Zoals voor elke beleidsmaatregel geldt ook voor de VEKI dat deze in samenhang met andere maatregelen onderzocht moeten worden (zowel binnen het Programma SN vanwege effecten op emissies, depositie en drukfactoren, als andere maatregelen gericht op adoptie van schone technologieën zoals de Energie-investeringsaftrek, EIA).

Stikstofbronmaatregelen: mobiliteit

In dit rapport werken we de beleidstheorie voor één specifieke beleidsmaatregel voor de sector mobiliteit verder uit, namelijk die voor de Subsidieregeling Verduurzaming Binnenvaartschepen (SRVB). Deze regeling is net als de VEKI een maatregel waarmee de adoptie van innovatieve milieuvriendelijke technologieën wordt gestimuleerd. Er zijn drie subsidies binnen de regeling: een subsidie voor de aanschaf van een nieuwe motor voor binnenvaartschepen (op basis van de Green Deal Zeevaart Binnenvaart en Havens), een subsidie voor de aanschaf van een SRC-katalysator op een bestaande motor (retrofit; deze regeling loopt van 2021 tot 2025), en een subsidie voor de aanschaf van een SRC-katalysator in combinatie met een roetfilter (sinds 2023). Bij aanschaf van een nieuwe motor kan de investering worden terugverdiend door bijvoorbeeld besparingen op de brandstofkosten. De katalysator en roetfilter leiden niet tot kostenbesparing of efficiëntiewinst, maar wel tot minder uitstoot van stikstof en broeikasgassen. In het kader van de beleidstheorie (figuur 3.2) is de SRVB de *input*.

De *vormgeving* betreft de vormgeving van de SRVB. Het gaat om een *subsidie* voor de adoptie van een technologie die bijdraagt aan het verminderen van de emissies van stikstofoxiden (NO_x) en CO₂. Het betreft specifieke technologieën en er zijn voorwaarden die bepalen welke schepen gebruik mogen maken van de regeling. De subsidie is maximaal 40 procent van de totale investeringskosten en ten hoogste 400.000 euro per vaartuig. Voor kleine en middelgrote ondernemingen geldt een verhoging van het subsidiebedrag van respectievelijk 20 en 10 procent.

De stappen voor *outputs*, *intermediate outcomes* en *outcome*-variabelen zijn dezelfde als voor de VEKI, met de kanttekening dat toewijzing aan depositie in specifieke gebieden van emissiereducties die zijn ontstaan door de SRVB zeer moeilijk is vanwege het mobiele karakter.

Stikstofbronmaatregelen: landbouw

Wat betreft de stikstofbronmaatregelen voor de landbouw werken we in dit rapport de beleidstheorie uit voor het pakket aan beëindigingsmaatregelen (maar niet voor de overige maatregelen):

- de Subsidieregeling sanering varkenshouderijen (Srv);
- de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties (Lbv);
- de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties met piekbelasting (Lbv-plus);
- de Maatregel gerichte aankoop en beëindiging, eerste tranche (MGA1).

Het belangrijkste doel van de Lbv, Lbv-plus en de MGA1 is het verminderen van de stikstofdepositie op voor stikstof gevoelige natuurgebieden door het verminderen van de dierrechten (doorhalen van dierrechten). Voor de Srv was het verminderen van de stikstofdepositie een neveneffect dat later aan de doelstellingen van de regeling is toegevoegd – het oorspronkelijke doel was het verminderen van geurhinder. De beëindigingsregelingen worden gekenmerkt door vrijwilligheid van deelname en door de tijdelijkheid van de regelingen. De Srv is inmiddels afgelopen, net als de eerste tranche van de Maatregel gerichte aankoop en beëindiging (MGA1), welke via de provincies loopt. Een nieuwe tranche van de laatste maatregel (MGAB) is in voorbereiding. De Lbv en de Lbv-plus zijn begin 2023 geopend en eind 2023 gesloten.

Door het Urgenda-vonnis werd het budgetplafond van de Srv in de zomer van 2019 verhoogd. Hoewel het primaire doel van het Urgenda-maatregelenpakket het reduceren van broeikasgasemissies is, werd een aanvullend doel gesteld om op korte termijn stikstofdepositieruimte te creëren voor andere activiteiten, zoals bouwprojecten (Blom et al. 2023: 51). In april 2020 zijn de eerste en tweede verhoging van de Srv toegevoegd aan de structurele aanpak stikstof als bronmaatregel gericht op reductie van stikstofdepositie. Uiteindelijk moest er met de Srv-regeling dus vermindering van de stikstofdepositie worden gerealiseerd. De subsidieregeling is inmiddels gesloten.

De Srv was oorspronkelijk ingesteld voor het reduceren van geuroverlast van varkenshouderijen voor omwonenden in de veedichte concentratiegebieden Oost (I) en Zuid (II) van de Meststoffenwet. Het doel van het reduceren van stikstofemissies en stikstofdepositie is er later bijgekomen. In het kader van de beleidstheorie (figuur 3.2) zijn de hiervoor genoemde beëindigingsmaatregelen de *inputs*.

De *vormgeving* betreft de vormgeving van elke beleidsmaatregel. De vijf genoemde regelingen zijn allemaal *subsidies*, waarbij de vormgeving van elke subsidieregeling verschilt. Daarbij was de Srv specifiek gericht op varkenshouders binnen de concentratiegebieden. Alleen varkenshouders die definitief gingen stoppen met hun bedrijf en geen varkens meer houden, kwamen in aanmerking voor deze subsidie.

De Lbv is een subsidieregeling voor houders van melkvee, varkens, kippen of kalkoenen waarvoor productierecht noodzakelijk is en die willen stoppen met (een locatie van) hun bedrijf en die niet zijn aangemerkt als piekbelaster. Dit zijn veehouders op een locatie met een stikstofneerslag (of vracht) op een overbelast Natura 2000-gebied die boven de in de regeling opgenomen gebiedsspecifieke drempelwaarde van de stikstofneerslag uitkomt. Deze drempelwaarde verschilt per Natura 2000-gebied. Er geldt per diersector een apart subsidieplafond. Rangschikking van subsidieaanvragen bij overtekening vindt plaats op basis van kostenefficiëntie (euro per mol per jaar).

De Lbv-plus is een regeling voor melkveehouderijen, pluimveehouderijen (kippen en kalkoenen), varkenshouderijen en vleeskalverhouderijen die onder de aanpak piekbelasting vallen. Het gaat hierbij om bedrijfslocaties die binnen 25 kilometer van overbelaste stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden liggen, waarbij de stikstofneerslag (of vracht) op een Natura 2000-gebied boven de landelijke drempelwaarde van 2.500 mol per hectare per jaar uitkomt.

De MGA1 is een regeling voor veehouders met andere diersoorten (konijnen, geiten en schapen bijvoorbeeld) en een hoge stikstofneerslag op kwetsbare natuurgebieden, die vrijwillig met hun bedrijfslocatie willen stoppen. De regeling wordt uitgevoerd door de provincies en is aanvullend op de landelijke beëindigingsregelingen Lbv en Lbv-plus. Bij de MGA1 zijn – naast een minimale stikstofdepositie op overbelaste natuur – de regionale doelen voor water, natuur en klimaat van belang. Op basis daarvan kijkt de provincie doelgericht op welke manier de stikstofneerslag op kwetsbare natuur verlaagd kan worden. Wanneer de stikstofneerslag in de gebieden op een ‘gezonde grens’ zit, komt er op termijn ook ruimte beschikbaar voor nieuwe ontwikkelingen. Met hoeveel mol de stikstofneerslag daalt, is afhankelijk van het aantal en de aard en ligging van de bedrijven die meedoen aan de regeling. De eerste tranche van deze regeling is uitgevoerd en op 1 december 2022 gesloten. Op basis van de evaluatie van de MGA1 kunnen aanpassingen worden doorgevoerd. Deze evaluatie is nog niet beschikbaar. De MGAB is de tweede tranche en is nog in ontwikkeling. In tegenstelling tot de MGA1 kunnen alle veehouderijsectoren meedoen en biedt de MGAB deelnemers de ruimte om elders weer vee te gaan houden (zolang dat gaat om het houden van dieren met productierechten). Bij de MGAB zijn – naast een minimale stikstofdepositie op overbelaste natuur – de regionale doelen voor water, natuur en klimaat van belang. Op basis daarvan kijkt de provincie doelgericht op welke manier de stikstofneerslag op kwetsbare natuur verlaagd kan worden. Het streven is dat de MGAB eind 2023 beschikbaar is. De regeling staat na de start voor een periode van drie jaar open.

Alle genoemde regelingen zijn op vrijwillige basis. Hun aantrekkingskracht wordt derhalve mede bepaald door de exacte financiële voorwaarden, zoals het subsidiebedrag.

De beëindigingsmaatregelen kennen meerdere *outputs*. Het aantal deelnemende bedrijven en hun locatie en de afname in het aantal dierrechten zijn voor de hand liggende indicatoren.

De *intermediate outcomes* geven de fysieke uitwerking van de outputvariabelen weer, in het bijzonder vermindering van de landelijke emissies (stikstofdeken) en emissies nabij stikstofgevoelige natuurgebieden. Hierbij is van belang of de berekende emissiereductie van elke maatregel daadwerkelijk is ingezet om stikstofdepositie te reduceren. Bij de Lbv, Srv en MGA1 is dit niet (volledig) het geval voor de landelijke emissies. In het zogeheten Legalisatieprogramma PAS-meldingen is opgenomen dat de ‘effecten’ van deze regelingen deels worden gereserveerd voor het creëren van stikstofruimte voor PAS-melders en voor vergunningverlening voor infrastructurele en woningbouwprojecten (zie Reinds et al. 2024).

De relevante *outcomevariabele* is een afname van het areaal natuur dat kampt met vermessing (onder andere door minder depositie). Indien sprake is van minder stikstofdepositie in stikstofgevoelige gebieden, kunnen de beëindigingsmaatregelen bijdragen aan een hoger percentage van het areaal stikstofgevoelige habitats onder de KDW. Zoals voor elke beleidsmaatregel, geldt ook voor de beëindigingsmaatregelen dat deze in samenhang met de andere maatregelen onderzocht moeten worden.

Natuurmaatregelen

Natuurmaatregelen dienen in samenhang te worden geëvalueerd op hun doeltreffendheid en doelmatigheid. Verschillende typen natuurmaatregelen pakken verschillende drukfactoren aan. Indien een natuurgebied lijdt onder meerdere drukfactoren, wordt het effect van bijvoorbeeld plaggen of maaien op de kwaliteit van de natuur mede bepaald door andere typen natuurmaatregelen (bijvoorbeeld om de hydrologie in en rondom dat gebied te verbeteren en het verwijderen van invasieve exoten) en de mate waarin de stikstofdepositie vermindert. Bovendien is er een zekere mate van onderlinge afhankelijkheid en beïnvloeding. Maatregelen die er bijvoorbeeld op gericht zijn om een verdroogd natuurgebied te vernatten, maken het gebied ook robuuster en weerbaarder bij veel neerslag van stikstof.

In het Uitvoeringsprogramma Natuur hebben het Rijk en de provincies aangegeven hoe zij tot 2030 samen met terreinbeherende organisaties als Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en LandschappenNL werken aan natuurherstel. De overheid trekt voor de periode 2021-2030 2,85 miljard euro uit om kwetsbare natuurgebieden te herstellen en versterken. In het Programma Natuur zijn de doelen voor het herstel van de natuur beschreven en welke financiële middelen daarvoor beschikbaar zijn. Via het Uitvoeringsprogramma Natuur worden specifieke uitkeringen (zogenoemde SPUKs) beschikbaar gesteld aan de provincies voor de financiering van natuurmaatregelen. IPO & LNV (2020) maken een onderscheid tussen generieke en gebiedsgerichte maatregelen. In tabel 3.1 staan de gebiedsgerichte natuurmaatregelen kort omschreven. Het is goed om te benadrukken dat natuurherstelmaatregelen weliswaar primair gericht zijn op het verbeteren van de omgevingscondities voor zowel soorten als habitattypen, maar voor het grootste deel niet rechtstreeks de natuurkwaliteit beïnvloeden. De omgevingscondities hebben effect op de omvang en kwaliteit van habitats, de populatieomvang van soorten en de verspreiding van soorten en habitattypen en bepalen zo de toestand van de natuur.

In het kader van de beleidstheorie (figuur 3.2) zijn de SPUKs (uitkeringen van het Rijk aan provincies) en de uitkeringen aan de ministeries van Defensie en IenM (Rijkswaterstaat) de *inputs*.

De *vormgeving* betreft de vormgeving van de uitkeringen én de vormgeving van de SPUKs. Het zijn subsidies vanuit provincies en Rijkswaterstaat om de in tabel 3.1 genoemde interventies uit te (laten) voeren. De provincies voeren de interventies uit of besteden die uit aan terreinbeherende organisaties, Rijkswaterstaat voert de interventies grotendeels zelf uit. Aan de uitkeringen zijn voorwaarden verbonden, zoals het gebied waar de interventies moeten worden uitgevoerd, in welke tijdsspanne, en dat de interventies boven op de afspraken in het Natuurpact komen. Daarnaast zijn er voorwaarden verbonden aan de subsidies die worden uitgekeerd vanuit de SPUKs – dit is de vormgeving van de SPUKs.

Tabel 3.1
Omschrijving van de gebiedsgerichte natuurmaatregelen

Natuurmaatregel	Interventie
Versnellen verwerving, optimaliseren van inrichting en beheer	Versneld verwerven van (sleutel)hectares via gebiedsproces en schade-loosstellende vergoeding aan grondeigenaren Optimaliseren van inrichting en beheer om de robuustheid van natuursystemen te verhogen
Verbetering kwaliteit bestaande natuurgebieden	Ruimtelijke en milieucondities van bestaande natuur verbeteren door systeemherstelmaatregelen, zoals aanpassingen in het hydrologische systeem, verbeterde inrichting en bosvitalisering Tijdelijke herstelmaatregelen zoals maaien, plaggen en chopperen, om de aanwezige stikstof in het natuurgebied (gedeeltelijk) te verwijderen
Inzet op maatregelen in overgangsgebieden, inclusief verbindingen van gebieden	Aanleg van natuurlijke verbindingen tussen leefgebieden, zoals faunapassages en landschapselementen Peilverhogingsmaatregelen in overgangsgebieden om verdroging van natuurgebieden tegen te gaan Transitie naar extensieve vormen van landbouw
Extra hydrologische maatregelen	Verbeteren van de hydrologie in en rondom natuurgebieden, zodat het grondwaterpeil en de waterkwaliteit beter aansluiten bij de behoefte van kwetsbare soorten
Overige kwaliteitsmaatregelen boven op het Natuurpact	Aanpak van recreatieve druk door zonering en vergunningverlening voor bedrijfsactiviteiten, toezicht en handhaving Bestrijding en beheersing van invasieve exoten, om de druk op VHR-soorten en -habitattypen te verlagen

Bron: IPO & LNV 2020; Reinhard et al. 2022.

De directe effecten van de uitkeringen, oftewel de *outputs*, zijn weergegeven in figuur 3.2 (toename areaal natuurinclusieve landbouw, verbeterde inrichting en beheer, meer overgangsgebieden en verbindingen, en toename herstelbeheer). Een voor de hand liggende indicator voor sommige van deze outputs is het aantal hectares waarop de betreffende interventie heeft plaatsgevonden (bijvoorbeeld maaien of plaggen) of het aantal hectares waarop de interventie effect heeft (bijvoorbeeld bij verhoging van het waterpeil). Bij overgangsgebieden en verbindingen gaat het daarnaast bijvoorbeeld ook om aantallen faunapassages en landschapselementen.

De *intermediate outcomes* zijn de fysieke uitwerkingen van de outputvariabelen op het niveau van individuele natuurgebieden. Een toename van het areaal natuurinclusieve landbouw (bijvoorbeeld door de maatregelen in overgangsgebieden) kan leiden tot meer groen-blauwe dooradering, een kleinere hoeveelheid beschikbare stikstof in de bodem, een verbeterde zuurgraad van de bodem en een gunstiger grondwaterpeil en waterkwaliteit in natuurgebieden. Verbetering van inrichting en beheer en een toename van het aantal overgangsgebieden en verbindingen kunnen bijdragen aan een kleinere hoeveelheid beschikbare stikstof in de bodem, minder druk door exoten, een verbeterde zuurgraad en een gunstiger waterpeil en waterkwaliteit in natuurgebieden. Een toename van het natuurherstelbeheer (zoals maaien, plaggen en chopperen) kan bijdragen aan een kleinere hoeveelheid beschikbare stikstof in de bodem, een verbeterde zuurgraad van de bodem en een gunstiger waterkwaliteit in natuurgebieden.

De *outcomevariabelen* aggregeren de effecten op gebiedsniveau naar een landelijk niveau. Deze variabelen geven het areaal dat kampt met de verschillende drukfactoren weer (versnippering, invasieve exoten, verzuring, verdroging). Met behulp van modelberekeningen kunnen vervolgens, bij voldoende beschikbare informatie, de *impacts* worden ingeschat (zie bijvoorbeeld Van Bussel & Van Hinsberg 2024).

3.4 Doeltreffendheid

We definiëren de *mate van doeltreffendheid* van het beleid als de mate waarin het bereiken van het beleidsdoel of de beleidsdoelen is gerealiseerd (geconcretiseerd in de doelvariabelen) dankzij de inzet van het beleid. Als *doelvariabelen voor stikstof* kiezen we de omgevingswaarden; als *doelvariabelen voor natuur* kiezen we de condities voor een gunstige staat van instandhouding van soorten en habitats onder de VHR. Als deze beleidsdoelen niet worden gehaald, is het beleid – om welke reden dan ook – niet volledig doeltreffend geweest.

Op het niveau van *individuele* beleidsmaatregelen definiëren we de mate van doeltreffendheid als de mate waarin een gunstige ontwikkeling van de doelvariabelen depositie en emissies is gerealiseerd dankzij de inzet van de beleidsmaatregel. Voor de doelvariabelen voor stikstof, de omgevingswaarden, treedt hierbij het volgende probleem op. Of (een deel van) een voor stikstof gevoelige habitat een stikstofdepositiewaarde onder de KDW heeft, is een binaire uitkomst (wel/niet eronder). In theorie kan een beleidsmaatregel bijvoorbeeld leiden tot een daling van de depositie die weliswaar groot van omvang is, maar net onvoldoende om de depositiewaarde onder de KDW te brengen. De conclusie op basis van de doelvariabele voor stikstof zou dan zijn dat de beleidsmaatregel niet doeltreffend is geweest. Het is dus van belang om de mate van doeltreffendheid van een instrument te plaatsen in het licht van de verandering in relevante intermediate outcomes. De mate van overschrijding van de KDW en de ontwikkeling van de overschrijding bieden inzichten die verder gaan dan evaluatie van het doelbereik. Ook is het van groot belang om het oordeel over de mate van doeltreffendheid inzake de doelvariabelen voor stikstof in samenhang te zien met de mate van doeltreffendheid inzake de doelvariabelen voor natuur (zie ook kader 3.1).

Een vervolgvraag kan zijn waaróm het beleid niet volledig doeltreffend is geweest. Waren de doelen voor stikstof en natuur niet realistisch, of slecht gekozen in relatie tot de doelstellingen uit de VHR? Was er te weinig draagvlak voor de doelen of de beleidsmaatregelen? Was de inzet of vormgeving van de beleidsmaatregelen niet toereikend?

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 is, om doeltreffendheid goed te kunnen vaststellen, een vertaalslag nodig van abstracte of algemene begrippen naar concrete, en dienen voor kwantitatieve inzichten ook concrete (meetbare) variabelen te worden gekozen. De doelvariabelen voor stikstof, de omgevingswaarden, zijn concreet en meetbaar. Bij het bepalen van de doelvariabelen voor natuur – de condities voor een gunstige staat van instandhouding van soorten en habitats onder de VHR – dienen keuzes te worden gemaakt over welke indicatoren worden gebruikt. Voorbeelden zijn de stikstofdepositie, de grondwaterstand en de zuurgraad van de bodem. Deze indicatoren dienen aan te sluiten bij de ex ante en ex post evaluaties van het natuurbelief (in deze evaluatieronde: Van Bussel & Van Hinsberg 2024 en Smits et al. 2024), maar kunnen verschillen tussen beide evaluaties door verschillen in onderzoeksmethoden (zie Van Bussel & Van Hinsberg 2024 en Smits et al. 2024). De data voor indicatoren dienen liefst al beschikbaar te zijn over een periode voor invoering van het beleid (nulmeting) en een periode erna.

Naast de mate van doeltreffendheid in de tweede stap van de beleidstheorie (van gedragsverandering en investering naar doelbereik; zie figuur 3.2) dient ook gekeken te worden naar de mate van doeltreffendheid in de eerste stap van de beleidstheorie (van beleidsmaatregel naar gedragsverandering en investering). Ook hiervoor dienen meetbare indicatoren ontwikkeld te worden waarvoor de data bij voorkeur reeds beschikbaar zijn. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om het gebruik van een subsidieregeling (zijn de middelen volledig uitgeput?), de daaropvolgende investering en de handhaving van de voorwaarden (wordt de nieuwe technologie toegepast volgens de voorschriften?).

Bij het bepalen van de doeltreffendheid speelt additionaliteit een rol, oftewel de mate waarin een verandering van een doelvariabele zou zijn opgetreden zonder inzet van specifiek beleid. Een manier waarop additionaliteit in gevaar kan komen, is door overlap van beleidsmaatregelen, binnen een pakket aan beleidsmaatregelen of bijvoorbeeld met supranationaal beleid. Dit kan erin resulteren dat het bestaan van de ene beleidsmaatregel ertoe leidt dat een andere beleidsmaatregel het beleidsdoel niet dichterbij brengt. Een voorbeeld is subsidie voor een schonere technologie wanneer al een verplichting van dat type technologie bestaat uit hoofde van Europees beleid. Bij een analyse van additionaliteit zijn een analyse van de beleidscontext (zie bijvoorbeeld figuur 3.1) en de beleidstheorie belangrijke hulpmiddelen om overlap te ontdekken. Daarnaast kan er sprake zijn van freeriders: burgers of bedrijven die deelnemen aan een subsidieregeling, maar die de door de regeling gesubsidieerde activiteit ook zonder de regeling zouden hebben uitgevoerd.

3.5 Doelmatigheid

De doelmatigheidsvraag heeft twee kanten: de kosten van het beleid en de bereikte effecten door de inzet van dat beleid. Hogere kosten en lagere bereikte effecten verlagen de doelmatigheid. De kernvragen bij doelmatigheid zijn: had het beleid goedkoper gekund of had er méér kunnen worden bereikt, bijvoorbeeld door een andere vormgeving?

Wat de kostenkant van doelmatigheid betreft: verschillende kosten zijn niet altijd eenduidig bij elkaar op te tellen. Allereerst kan gekeken worden naar de volgende kosten voor de overheid: uitgaven, belastinguitgaven en uitvoeringskosten. Deze dienen dan per beleidsmaatregel te worden vastgesteld en kunnen vervolgens gesommeerd worden voor de overheidskosten voor het beleid als geheel. Bij natuurmaatregelen gaat het bijvoorbeeld om apparaatskosten (dat wil zeggen kosten van provincies en partners die samenhangen met de regievoering van voorbereiding en uitvoering van provinciale uitvoeringsprogramma's). Informatie over de kosten voor de overheid kan bijvoorbeeld worden opgevraagd bij de betreffende ministeries, RVO en provincies.

Ten tweede kan, per instrument en voor het beleid als geheel, gekeken worden naar de volgende kosten voor burgers en bedrijven als gevolg van het beleid: investeringen en kosten aan beheer en onderhoud (ook inhoudelijke nalevingskosten genoemd). Bij een subsidie ter bevordering van de adoptie van een schone technologie zijn de investeringskosten veelal bekend bij RVO. Om informatie te verkrijgen over de overige kosten kunnen enquêtes worden ingezet.

Ten derde kan informatie verzameld worden over de administratieve lasten van burgers en bedrijven. Dit gaat over de hoeveelheid tijd en middelen die ze kwijt zijn om van regelingen, zoals een adoptiesubsidie voor een schonere technologie, gebruik te maken. Om informatie over deze kosten te verkrijgen, kunnen enquêtes worden ingezet.

Wat de bereikte effecten betreft is één dimensie de mate waarin ingezet beleid niet heeft bijgedragen aan waargenomen veranderingen in de doelvariabelen (additionaliteit). Zoals hiervoor is aangegeven, kan overlap van beleidsmaatregelen er bijvoorbeeld in resulteren dat het bestaan van de ene beleidsmaatregel ertoe leidt dat een andere beleidsmaatregel het beleidsdoel niet dichterbij brengt, terwijl deze wel kosten voor burgers en/of overheid met zich brengt. In de context van subsidieregelingen gaat het bij additionaliteit om het freeriderprincipe: in welke mate zouden burgers of bedrijven een bepaalde investering ook hebben gedaan zonder de subsidieregeling? Dit kan de input vormen voor een nadere analyse van mogelijk ondoelmatige subsidiegelden.

Informatie over kosten en effectiviteit van ingezet beleid is één ding; uitspraken over de mate van doelmatigheid vereisen vervolgens nadere analyses. Dan zal ingeschat moeten worden – per beleidsmaatregel en voor het pakket aan beleidsmaatregelen – of bijvoorbeeld dezelfde veranderingen in doelvariabelen bewerkstelligd hadden kunnen worden tegen lagere kosten of administratieve lasten. Hiervoor kan een beleidsmaatregel vergeleken worden met een alternatieve maatregel. In de praktijk is het vaak lastig een vergelijkbaar alternatief instrument te ontwerpen en wordt vaak gekeken in hoeverre een verandering in de vormgeving van het bestaande instrument kan bijdragen aan de doelmatigheid van het beleid. Dit sluit aan bij de eerder gepresenteerde beleidstheorie waar expliciet aandacht werd besteed aan de rol van de vormgeving van het instrument. De doelmatigheid kan worden verhoogd wanneer bij gelijkblijvende kosten de doeltreffendheid wordt verhoogd, of wanneer bij gelijkblijvende doeltreffendheid de kosten kunnen worden verlaagd. Vaak zal er echter sprake zijn van een afruil tussen kosten en doeltreffendheid. Er dient dan een inschatting te worden gemaakt van de verandering in zowel de kosten als de doeltreffendheid als gevolg van een verandering in de vormgeving van een beleidsmaatregel. Ook dient onderzocht te worden of er sprake is van een verschuiving van de lasten tussen burgers, bedrijven en overheid, en tussen groepen burgers (verdelingseffecten).

Om de kosteneffectiviteit te analyseren, kan geprobeerd worden de verschillende kosten (en hun som) te delen door de verandering in een doelvariabele of vice versa. Dan dient de betreffende doelvariabele zich wel hiervoor te lenen. Bij de doelvariabelen voor stikstof is dit zeer de vraag vanwege hun binaire karakter. Een mogelijk alternatief is om de kosteneffectiviteit te analyseren aan de hand van de ontwikkeling van de depositiewaarden. Ook bij het bepalen van maatstaven voor kosteneffectiviteit dient breder gekeken te worden dan alleen naar de doelvariabelen.

3.6 Neveneffecten

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2, zijn neveneffecten de effecten van beleid op andere variabelen dan de doelvariabelen en andere variabelen dan de kosten die zijn meegenomen bij de analyse van doelmatigheid (kosten voor de overheid, voor burgers en bedrijven, en administratieve lasten). In de context van de Wsn kunnen veel variabelen als relevant worden aangemerkt. In dit rapport maken we geen expliciete keuze welke *neveneffecten* (vraag 3b in kader 2.1) meegenomen zouden moeten worden in een evaluatie en hoe dit geoperationaliseerd moet worden (vragen 10-14 in kader 2.4). Uiteindelijk zullen de onderzoekers van de volgende evaluatie keuzes moeten maken.

De Wsn stelt dat de minister bij vaststelling van ‘een programma stikstofreductie en natuurverbetering’ rekening houdt met ‘de vereisten op economisch, sociaal en cultureel gebied en [...] regionale en lokale bijzonderheden’. Deze vereisten zijn echter niet verder ingevuld.

Reinhard et al. (2022) hebben een methodiek ontwikkeld voor een sociaaleconomische effectbeoordeling (ex ante) van het Programma SN-maatregelenpakket en deze vervolgens toegepast. Hierbij is aangesloten bij relevante sociaaleconomische indicatoren van de Monitor Brede Welvaart van het CBS. In het onderdeel 'hier en nu' worden de volgende acht thema's onderscheiden: leefomgeving en wonen, arbeid en vrije tijd, materiële welvaart, gezondheid, samenleving, milieu, veiligheid, en subjectief welzijn. Voor elk thema zijn een of meer indicatoren opgesteld, zoals een structureel en kortetermijneffect op de werkgelegenheid en arbeidsomstandigheden (arbeid en vrije tijd) en het inkomen van de ondernemer en van de sector (materiële welvaart). Reinhard et al. (2022) hebben voor elke beleidsmaatregel in het Programma SN een beleidstheorie opgesteld waarin is aangegeven hoe maatregelen invloed hebben op sociaaleconomische thema's. Voor de stikstofbronmaatregelen voor de landbouw zijn per maatregel de effecten op bedrijfsniveau, zoals de toegevoegde waarde en werkgelegenheid, met behulp van een model in beeld gebracht.

In de huidige evaluatieronde van het Programma SN wordt een aantal neveneffecten onder de noemer van 'sociaaleconomische effecten' behandeld in het achtergrondrapport van Trienekens et al. (2024). Vanwege de beschikbare tijd voor het onderzoek en de beschikbare data is er in dat rapport voor gekozen om te focussen op twee thema's: effecten op de arbeidsmarkt (arbeidsplaatsen) en materiële welvaart (toegevoegde waarde) voor de primaire bedrijven en (kwalitatief) voor de keten. Ook is gekeken naar beleving (maatschappelijk onbehagen) en verlening van toestemming voor bestaande en nieuwe activiteiten met stikstofuitstoot, zoals PAS-melders en woningbouw. Trienekens et al. (2024) merken op dat de reikwijdte van het onderzoek naar sociaaleconomische effecten bij toekomstige evaluaties uitgebreid zal worden. Hierbij kan worden gedacht aan thema's zoals woonomgeving (waaronder het voorzieningenniveau), ecosysteemdiensten ('baten' van de natuur) en gezondheid (luchtkwaliteit en daaraan verbonden gezondheidseffecten).

Uit het perspectief van brede welvaart kan, binnen grenzen van de tijd en capaciteit en databeschikbaarheid voor de betreffende evaluatie, overwogen worden om het aantal thema's uit te breiden, zowel binnen de dimensie 'hier en nu' als met thema's in de dimensie 'elders'. Een voorbeeld van het laatste is het thema broeikasgasemissies. Verwacht kan worden dat diverse beleidsmaatregelen ten behoeve van de Wsn bijdragen aan een reductie van broeikasgasemissies (CO₂ en lachgas) of dit juist in de weg staan (bijvoorbeeld met een subsidie voor dieselmotoren voor de binnenvaart). Om de relaties tussen de beleidsmaatregelen en de (indicatoren voor) andere variabelen dan de doelvariabelen uit te werken, kan gebruik worden gemaakt van een beleidstheorie (zie ook Reinhard et al. 2022).

De ingeschatte neveneffecten kunnen aan de doeltreffendheids- en doelmatigheidsanalyse worden toegevoegd, waardoor een totaalbeeld ontstaat van kosten, bereikte effecten op de doelvariabelen en effecten op andere variabelen.

4 Leren van eerdere evaluaties

Welke lessen kunnen worden getrokken uit relevante bestaande evaluaties over hoe de doeltreffendheid en doelmatigheid van de beleidsmaatregelen ten behoeve van de Wsn geëvalueerd kunnen worden? Voor sommige beleidsmaatregelen ten behoeve van de Wsn zijn ex ante evaluaties beschikbaar, maar niet voor allemaal. Er zijn geen ex post evaluaties beschikbaar. We kunnen echter wel leren van evaluaties van vergelijkbare regelingen. We kijken hierbij naar dezelfde beleidsmaatregelen als waarvoor in het vorige hoofdstuk beleidstheorieën zijn uitgewerkt.

Voor zover bekend, zijn voor beide subsidieregelingen voor de adoptie van schonere technologieën noch ex ante evaluaties, noch ex post evaluaties beschikbaar. Om lessen te trekken voor een toekomstige ex post evaluatie van de regeling Versnelde klimaatinvesteringen industrie (VEKI) maken we gebruik van een recente ex post evaluatie van de Energie-investeringsaftrek (EIA) (Tieben et al. 2023). Voor de Subsidieregeling Verduurzaming Binnenvaartschepen (SRVB) maken we gebruik van evaluaties van de Subsidieregeling milieumaatregelen binnenvaart Zuid-Holland voor de regio Rotterdam. Deze regionale regeling is zowel ex ante (Otten & Den Boer 2013) als ex post (Den Boer & Smit 2014) geëvalueerd.

Van de beëindigingsmaatregelen in de landbouw zijn ex ante evaluaties beschikbaar. Ook is er een ex post evaluatie van de Srv beschikbaar, maar die was gericht op het beleidsdoel geuroverlast. Er zijn andere ex post evaluaties van vergelijkbare regelingen beschikbaar.

Bij gebrek aan evaluaties van het huidige Uitvoeringsprogramma Natuur, kijken we hier naar flankerend beleid dat deels overeenkomstige maatregelen heeft en wel reeds geëvalueerd is, zoals het Natuurpact en het Programma Aanpak Stikstof (PAS). Het Natuurpact wordt periodiek geëvalueerd in de Lerende evaluatie Natuurpact (PBL & WUR 2017, 2020; Van der Hoek et al. 2017, 2020); het PAS is in het verleden beoordeeld op onder meer de maatschappelijke kosten en baten (Folkert et al. 2014; Leneman et al. 2012). Daarnaast heeft de Rekenkamer Zeeland de doeltreffendheid en doelmatigheid van het natuurbeheer in Zeeland geëvalueerd (Rekenkamer Zeeland 2018).

In paragraaf 4.1 gaan we in op de evaluatie van doeltreffendheid in relevante bestaande evaluaties. In paragraaf 4.2 doen we hetzelfde voor doelmatigheid. In paragraaf 4.3 trekken we lessen voor toekomstige evaluaties van het beleid ten behoeve van de Wsn.

4.1 Doeltreffendheid

4.1.1 Subsidieregelingen technologieadoptie

Industrie: VEKI

Zoals eerder aangegeven zijn er nog geen evaluaties van de regeling VEKI beschikbaar, maar wel van regelingen voor het stimuleren van de adoptie van zogeheten Best Beschikbare Technieken. Een van deze regelingen is de Energie-investeringsaftrek (EIA). Dit is een fiscale regeling voor ondernemers die onder de inkomstenbelasting of vennootschapsbelasting vallen en investeren in energiebesparende bedrijfsmiddelen en vermindering van broeikasgasemissies.

4.1 Evaluatiestudies beslaan vaak niet de hele keten van beleidsmaatregel tot doelbereik

Uit de bredere, internationale literatuur wordt duidelijk dat er, zeker in het natuurbeleid, weinig evaluatiestudies zijn die de hele beleidstheorie, van beleidsmaatregel tot doelbereik, beslaan. Zo zijn er rond agrarisch natuurbeheer relatief veel studies waarin wordt gekeken naar welke boeren deelnemen aan regelingen voor agrarisch natuurbeheer (van beleidsmaatregel naar gedragsverandering), en vrij weinig studies waarin wordt onderzocht wat dit oplevert in termen van agrobiodiversiteitsverbetering en natuurherstel (van gedragsverandering naar doelbereik). Om tot een conclusie over de doelmatigheid en doeltreffendheid van het beleid te komen, moeten de uitkomsten van verschillende studies soms worden gecombineerd. Zo concluderen Lastra-Bravo et al. (2015) uit een meta-analyse van studies over agrarisch natuurbeheer in Europa dat boeren die meedoen met regelingen rond agrarisch natuurbeheer vaak boeren zijn met kleinere, minder intensieve landbouwpraktijken. Ferraro (2008) bespreekt waarom dit niet per se de boeren zijn die overheden willen bereiken: het kan zijn dat overheden juist meer intensieve boeren willen bewegen tot minder intensieve landbouwpraktijken, bijvoorbeeld omdat hun bedrijf naast een natuurgebied ligt. Ma et al. (2012) laten zien dat de opportuniteitskosten van landgebruik voor intensieve boeren hoger zijn, waarmee aandacht voor opportuniteitskosten en *spatial targeting* van betalingen (agglomeratiebonus) de doeltreffendheid en de doelmatigheid van agrarisch natuurbeheer kunnen verbeteren.

De bedrijfsmiddelen die voor de EIA kunnen worden aangemeld zijn opgenomen op de Energielijst, die jaarlijks wordt geactualiseerd. In termen van doeltreffendheid hebben de indicatoren, data en methoden van de evaluatie van de EIA veel overeenkomsten met een evaluatie van de VEKI. Een groot verschil is echter de beperkte looptijd van de VEKI (minder dan een jaar) versus de langjarige opening van de EIA.

Voor het onderzoek naar de doeltreffendheid van de EIA hebben Tieben et al. (2023) bekeken of veranderingen in energieverbruik op bedrijfsniveau causaal kunnen worden toegerekend aan het gebruik van de EIA. Hiervoor is een *difference-in-difference*-regressie (DID) gebruikt, waarbij de bedrijfsresultaten van de groep bedrijven die gebruikmaakt van de EIA vergeleken zijn met een samengestelde groep bedrijven met vergelijkbare bedrijfskarakteristieken. De onderzochte indicatoren zijn de effecten van het EIA-instrument op het energieverbruik (in gigajoule) en de uitstoot van broeikasgasemissies. Ook zijn alternatieve indicatoren berekend, die inzicht geven in de mate waarin de EIA energiebesparing stimuleert, zoals het energieverbruik (gigajoule) per medewerker in dienst of per euro omzet. Om deze analyse uit te voeren zijn de RVO-data over deelnemers gekoppeld aan CBS-microdata over de industriesector (Tieben et al. 2023). De reden hiervoor is dat microdata alleen beschikbaar waren voor bedrijven in de sector industrie. De EIA zelf heeft echter een breder bereik, waardoor de doeltreffendheid alleen kwantitatief geëvalueerd kon worden voor een subset van de gebruikers.

Mobiliteit: SRVB

Voor de Subsidieregeling Verduurzaming Binnenvaartschepen (SRVB) is geen evaluatie uitgevoerd. Eerdere regelingen voor de binnenvaart zijn echter in het verleden wel geëvalueerd. In het kader van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) had de provincie Zuid-Holland in 2014 de Subsidieregeling milieumaatregelen binnenvaart Zuid-Holland ingesteld. Het doel was om door adoptie van schonere motoren door binnenvaartschippers de stikstofoxidenuitstoot in de regio Rotterdam te verminderen. De hoogte van de subsidie is door drie aspecten bepaald: 1) het vermogen van de motor; 2) de stikstofoxidenreductie in grammen per eenheid vermogen; en 3) het aantal dagen dat het schip in Rotterdam aanwezig is.

Voor de ex ante evaluatie is een berekening gemaakt van de effectiviteit (doeltreffendheid) van de subsidie in termen van het verminderen van de stikstofoxidenemissies (Otten & Den Boer 2013). Naast de aanname over de reductie daarvan die optreedt als gevolg van het installeren van een andere motor, zijn er aannames gemaakt over het gemiddelde profiel van de subsidieaanvrager (per dag 6 uur varen met een motorbelasting van 30 procent in het werkgebied, dat wil zeggen Rotterdam); dat het aantal aanvragen toereikend is om het volledige subsidiebudget uit te keren; dat er geen sprake is van freeriders; en dat de waarden voor de subsidies evenredig zijn met de effectiviteit.

In 2014 is er een ex post evaluatie verschenen om te kijken of de effectiviteit van de regeling verder kon worden vergroot (Den Boer & Smit 2014). In de ex post evaluatie is de aanname over de stikstofoxidenreductie vervangen door gegevens die zijn aangeleverd door de deelnemers aan de regeling. De andere aannames, inclusief die over freeriding, zijn gehandhaafd.

4.1.2 Bronmaatregelen landbouw

De beëindigingsregelingen zijn op verschillende manieren geëvalueerd. Doeltreffendheid en doelmatigheid zijn ingeschat in ex ante evaluaties. Een ex post evaluatie is alleen beschikbaar voor de Srv, waarvan de uitvoering inmiddels is afgerond. In het verleden is de Regeling Beëindiging Veehouderijtakken (RBV) ook achteraf geëvalueerd (Ogink & Van Vliet 2005). Hoewel de MGA1 is afgerond, is hierover nog geen ex post evaluatie verschenen. In aanvulling op deze ex ante en ex post studies van de huidige regelingen hebben Boezeman en Vink (2022) een literatuurstudie gedaan naar de beëindigingsregelingen in de periode 1999-2021 in Nederland en Vlaanderen. Zij gaan meer in op de resultaten van de regelingen en niet zozeer op de indicatoren van doeltreffendheid en doelmatigheid.

In 2020 heeft Van den Born et al. (2020) een ex ante analyse van 16 maatregelen uit het Programma SN uitgevoerd, waaronder de drie beëindigingsregelingen Srv, Lbv en MGAB. Voor de Srv is uitgegaan van het aantal aanmelders en niet van het aantal deelnemers, omdat deze informatie destijds nog niet beschikbaar was. Van de potentiële Srv-deelnemers is alleen het deel van de regeling meegenomen dat is toe te schrijven aan de budgetverhogingen na de Urgenda-uitspraak en in de Voorjaarsnota 2020. Voor de Lbv en de MGAB was het ten tijde van het onderzoek niet duidelijk hoe de regelingen exact zouden worden uitgevoerd. Van den Born et al. (2020) bepalen voor drie regelingen de vermindering van de stikstofemissies en de vermindering van stikstofdepositie.

Voor de inschattingen van de effecten van de drie beëindigingsregelingen hebben Van den Born et al. (2020) gebruikgemaakt van een kentallenanalyse om te bepalen hoeveel bedrijven zouden deelnemen (output) en hoeveel dierrechten (output) zouden worden doorgehaald. Dit is gebeurd door het beschikbare budget te delen door de verwachte vergoeding per bedrijf. Hierbij is gebruikgemaakt van sectorspecifieke informatie, zoals dieraantallen (landbouw uit de Landbouwtellingen van het CBS), aantallen van specifieke bedrijven en kosten (onder andere KWIN). De verwachte vergoeding is opgesteld aan de hand kentallen op basis van KWIN-gegevens over agrarische bedrijven (KWIN 2018). Voor het berekenen van de effecten op de stikstofemissies en stikstofdepositie zijn de schattingen uit de Klimaat- en Energieverkenning (KEV) van 2019 (Schoots & Hammingh 2019; PBL 2020) gekozen als referentiescenario voor de toekomstige ontwikkelingen van de veeteelt. Voor de emissie- en depositieberekeningen van de regelingen hebben Van den Born et al. (2020) gebruikgemaakt van de geregistreerde emissies op locatie uit de Emissieregistratie. Met AERIUS is voor alle bronnen en hun emissiekenmerken de verspreiding van de emissies en de depositiebijdrage

berekend. Met de resultaten is de gemiddelde depositie van de emissies van (sub)sectoren berekend op het areaal beschermde stikstofgevoelige natuur.

Van den Born et al. (2020) hebben de stikstofdepositie (intermediate outcome in paragraaf 3.3.3) als uitgangspunt genomen van de evaluatie. De beëindigingsregelingen dragen ook bij aan lagere emissies van broeikasgassen en fijnstof en aan vermindering van de geuroverlast.

Voor de Lbv heeft een ex ante evaluatie plaatsgevonden, waarbij ten tijde van de evaluatie de exacte vormgeving van de regeling – namelijk welke type bedrijven voor de Lbv in aanmerking zouden komen – nog niet bekend was (Bleeker et al. 2020). Bij de evaluatie zijn verschillende indicatoren voor intermediate outcomes (stikstofemissie per bedrijf of stikstofdepositie) en outcomes (aantal overschrijdingen van de KDW) uit de beleidstheorie in paragraaf 3.3.3 gehanteerd. In de analyse is gebruikgemaakt van de gegevens over de huidige situatie (GIAB), het AERIUS-instrumentarium om de effecten te berekenen, evenals een Monte Carlo-simulatietool. Op basis van deze studie kunnen we concluderen dat de Lbv de potentie heeft om doeltreffend te zijn.

Voor de Lbv hebben Hoste et al. (2021) onderzocht welke vergoeding het voor voldoende bedrijven aantrekkelijk maakt om hun bedrijf te beëindigen. Hiervoor is gebruikgemaakt van de gegevens van het Bedrijfsinformatie Netwerk (BIN) over agrarische bedrijven. Met de BIN-gegevens – waaronder balanswaarde, inkomen en verwachte structuurontwikkeling – is de economische situatie bepaald van bedrijven in de melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Op basis van de berekende vergoeding zijn ook de kosten van beëindiging per kilogram ammoniakemissievermindering geschat.

De Srv-regeling is ook ex post geëvalueerd (Blom et al. 2023). Hierbij zijn de eisen van de Regeling periodiek evaluatieonderzoek (RPE) gevolgd. Dit betekent dat voor de invulling van de begrippen doeltreffendheid en doelmatigheid is aangesloten bij de formuleringen zoals opgenomen in de RPE. Voor de evaluatie van de Srv is het effect van de Srv geïsoleerd van andere factoren die van invloed zijn op de beslissing van ondernemers om hun varkenshouderij te beëindigen. Een belangrijk resultaat van de ex post evaluatie is de vaststelling van het aantal aanmelders en het definitieve aantal deelnemers aan de Srv. Van deze aanmelders en deelnemers zijn de aanvraaggegevens beschikbaar gesteld door RVO en deze gegevens zijn de basis voor de ex post analyse. Hiermee kan ook de reductie van het aantal dierrechten worden bepaald voor de aanmelders en deelnemers. Ook zijn gegevens uit de Landbouwtelling van het CBS gebruikt. Voor de analyses van de effecten op geur, klimaat en stikstof zijn aanvullende gegevens en kengetallen gebruikt. Op basis van het aantal deelnemers is het effect van de verminderde geuroverlast geanalyseerd (Blom et al. 2023: 10). De inschatting van de vermindering van geuroverlast is toegepast op het concentratiegebied van de Srv in de provincie Noord-Brabant (en deels Limburg). De resultaten voor dit concentratiegebied zijn geëxtrapoleerd naar de andere provincies.

Het effect van de Srv op de stikstofemissies is geanalyseerd op basis van de beschikbare data over de verschillende stallen/afdelingen per locatie van de deelnemers, zoals opgegeven in de Gecombineerde Opgave (GO) van 2019 (Blom et al. 2023: 11). Per stal/afdeling is het gemiddelde aantal gehouden dieren in 2018 opgegeven. Deze informatie is gebruikt om, aangevuld met RAV-code, een totale vermindering van ammoniakemissies te berekenen als gevolg van de Srv. Deze emissiereductie is vergeleken met data uit de Emissieregistratie om een beeld te schetsen van de doeltreffendheid van de Srv. Blom et al. (2023) hebben geen doorvertaling gemaakt naar vermindering van stikstofdepositie. Tot slot hebben Blom et al. (2023: 11) ook de vermindering van

broeikasgasemissies van de deelnemers aan de Srv geschat op basis van beschikbare gegevens van de Emissieregistratie. Dit is niet meegenomen in de beoordeling van doeltreffendheid.

Boezeman en Vink (2022) hebben een overzicht gemaakt van beëindigingsregelingen in Nederland en Vlaanderen zoals die vanaf 1999 zijn uitgevoerd. Deze auteurs concluderen dat het effect van beëindigingsregelingen beperkt is. Bij de meeste regelingen uit het verleden waren er hoge verwachtingen over de effecten en werd er vaak extra budget beschikbaar gesteld, maar vaak viel de uiteindelijke deelname tegen. Budgetten werden vaak niet uitgeput. Bij regelingen met meerdere rondes of tranches waren de eerste rondes het meest succesvol. Verder viel het Boezeman en Vink (2022) op dat de regelingen succesvoller waren als er sprake was van verslechterende economische vooruitzichten voor de sectoren, bijvoorbeeld door instortende markten of ziekte-uitbraken. De meeste beëindigingsregelingen waren gericht op veehouderijen. Tot slot concluderen Boezeman en Vink (2022) ook dat de beëindigingsregelingen in het verleden het sluitstuk van beleid waren, zoals bijvoorbeeld verwoord in de evaluatie van de Meststoffenwet (Van Grinsven & Bleeker 2017: 32), terwijl ze tegenwoordig een van de eerste stappen zijn van het beleid.

Op basis van de ervaringen in Nederland en Vlaanderen zien Boezeman en Vink (2022) drie belemmeringen voor het behalen van de verwachtingen van beëindigingsregelingen. Ten eerste hangt de effectiviteit van de regelingen af van het flankerende beleid, zoals klimaatbeleid, natuurbeleid en milieubeleid. Ten tweede verbetert het perspectief van de blijvers bij grootschalige beëindiging in de sector. Ten derde wordt het steeds moeilijker en duurder om rendabele bedrijven te verleiden tot deelname aan een regeling.

4.1.3 Natuurmaatregelen

Het Uitvoeringsprogramma Natuur binnen het Programma SN is gestart in 2021 en is als zodanig nog niet geëvalueerd.

In het Bestuursakkoord Natuur en het Natuurpact is afgesproken dat de provincies met het beheer van het Natuurnetwerk Nederland en het agrarisch natuurbeheer de focus leggen op het nakomen van de Europese biodiversiteitsverplichtingen (EZ 2013). De meeste provincies hebben daarom hun Natuurnetwerk herijkt en hun inzet, instrumenten en middelen vooral gericht op het verbeteren van de condities van de Natura 2000- en (voormalige) PAS-gebieden door middel van maatregelen in en rondom deze gebieden (PBL & WUR 2017). Volgens Van der Hoek et al. (2017) vergroot het inzetten op Natura 2000-gebieden de ecologische effectiviteit, aangezien de kern van de populaties van de meeste VHR-soorten in die gebieden voorkomt. Fontein et al. (2017) brengen daar tegenin dat de focus op de internationale VHR-doelen ten koste kan gaan van de realisatie van natuur buiten het Natuurnetwerk Nederland en de kerngebieden. Daarmee is er een zekere spanning tussen de statische instandhoudingsdoelen van de VHR en het streven van provincies naar meer robuuste systemen en natuurlijke processen, wat uiteindelijk ook weer invloed heeft op de duurzame instandhouding en het natuurherstel in natuurgebieden.

Ten behoeve van de lerende evaluatie van het Natuurpact (PBL & WUR 2017) hebben Van der Hoek et al. (2017) ex ante het effect geanalyseerd van het provinciale natuurbeleid, het KRW-beleid en het (inter)nationale stikstofbronbeleid op de mate waarin de VHR-doelen naar verwachting worden gehaald voor natuur op land (het zogeheten planpotentieel). Naast het planpotentieel is ook het uitvoeringspotentieel ingeschat. Dit potentieel gaat over de uitvoerbaarheid van de provinciale beleidsstrategieën. Bovendien is er een analyse gemaakt van het beschikbare budget ten opzichte van de kosten om de beleidsstrategieën te realiseren (Van der Hoek et al. 2017). De conclusie was dat

met de toenmalige beleidsinzet het doelbereik van de VHR weliswaar vergroot zou kunnen worden naar 65 procent, maar dat de KRW-doelen in 2027 niet gehaald zouden worden (zie voor nadere details over de methode Van der Hoek et al. 2027; PBL & WUR 2017; Van Bussel en Van Hinsberg (2024) gaan nader in op de ex ante evaluatie van de natuurmaatregelen in de huidige evaluatie-ronde). Een volledige inzet op de VHR-doelen kan dus ten koste gaan van de waterkwaliteitsdoelen.

Van der Hoek et al. (2020) hebben in een aantal stappen de bijdrage geëvalueerd van herstelmaatregelen aan de hoofdamijs van het Natuurpact – het verbeteren van de biodiversiteit. Stap 1 was het vaststellen van het type en de omvang van herstelmaatregelen die de provincies binnen het Natuurnetwerk Nederland hebben laten uitvoeren. Het gaat dan zowel om uitbreiding van gebieden met ingerichte hectares nieuwe natuur als om gebiedsgerichte maatregelen die in het kader van het voormalige PAS en de KRW zijn genomen. Die informatie is verzameld en op kaart gezet voor twee periodes, de periode 1990-2010 en de periode 2011-2018. In stap 2 hebben Van der Hoek et al. (2020) de ontwikkeling van de biodiversiteit binnen het Natuurnetwerk Nederland vastgesteld. Hiervoor is de verandering van het aantal soorten broedvogels, dagvlinders en vaatplanten tussen de periodes 2010-2017 en 2002-2009 binnen natuur op het land vergeleken. Hierbij is gebruikgemaakt van meetgegevens uit de Nationale Databank Flora en Fauna en de gegevens van het Netwerk Ecologische Monitoring.

In stap 3 is vervolgens is het verband gelegd tussen de getroffen herstelmaatregelen en de verandering in biodiversiteit (het voorkomen van verschillende soorten per gridcel) in de periodes 2002-2009 en 2010-2017 voor 14 verschillende ecosysteemtypen (Van der Hoek et al. 2020). De data waren beschikbaar op gridcelniveau. Daaruit komt naar voren dat de herstelmaatregelen die provincies in het Natuurnetwerk Nederland hebben laten treffen, een positief effect hebben in natte ecosystemen, zoals natte heide, voedselrijk moeras en vochtig natuurlijk bos. Bij de overige natte ecosystemen is er eveneens sprake van een positief effect, maar dit is niet significant. Voor alle droge ecosystemen, zoals droge bossen, droge natuurlijke graslanden en droge duinen, is er daarentegen nog geen sprake van een significant positief effect van de getroffen herstelmaatregelen op de biodiversiteit (Van der Hoek et al. 2020).

De waargenomen effecten zijn vooral het resultaat van maatregelen die vóór 2011 zijn uitgevoerd; effecten van maatregelen na 2011 zijn waarschijnlijk nog niet zichtbaar, omdat het vaak vele jaren duurt voordat de natuur reageert op veranderingen door zulke ingrepen (het zogeheten *time lag*-effect). Daardoor is het beoordelen van de effectiviteit van herstelmaatregelen die provincies na 2011 hebben uitgevoerd nog niet mogelijk. Van der Hoek et al. (2020) stellen echter dat het om vergelijkbare herstelmaatregelen gaat en dat de analyse daarom wel inzicht biedt in de mogelijke effecten van maatregelen die zijn genomen na 2011. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de relaties dan wel grotendeels lineair moeten zijn, wat niet altijd het geval is. In feite gaat het hier dus om een evaluatie van eerder beleid, om daarmee een inschatting te maken van het effect van de herstelmaatregelen van de provincies na 2011.

De volgende data zijn gebruikt voor de evaluaties van de herstelmaatregelen:

- Informatie over de voortgang van herstelmaatregelen binnen de stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden is opgeslagen in een databank van BIJ12, die opgezet is ten behoeve van de voormalige Programmatistische Aanpak Stikstof en die niet openbaar beschikbaar is (BIJ12 2018). Van der Hoek et al. (2020) hebben in hun rapportage gebruikgemaakt van de op dat moment meest actuele PAS-rapportage (BIJ12 2019).

- Informatie over hydrologische maatregelen is beschikbaar in de KRW-database van het Informatiehuis Water, waarin alle KRW-maatregelen staan die volgens de KRW-plannen (waterbeleid) tot en met 2027 zullen worden uitgevoerd. Volgens Van der Hoek et al. (2020) biedt het bestand geen actueel beeld welke maatregelen zijn uitgevoerd en in welke afzonderlijke jaren.
- Ter aanvulling hebben Van der Hoek et al. (2020) in het kader van hun rapportage met vertegenwoordigers van alle provincies gesproken om de beschikbare informatie te corrigeren of aan te vullen. Een aantal provincies kwam onder meer met aanvullende maatregelen die ze hebben uitgevoerd buiten de voormalige PAS-gebieden of elders in het Natuurnetwerk Nederland.
- De jaarlijkse Voortgangsrapportages Natuur van het ministerie van LNV en IPO bieden informatie over de inrichting van (landbouw)gronden tot de realisatie van nieuwe natuur. De achtste voortgangsrapportage verscheen eind 2022 en bevat actuele cijfers over de voortgang van verwerving en inrichting van gronden voor natuur tot 2021 (LNV & IPO 2022). Deze gegevens kunnen onder meer gebruikt worden om de grootte van leefgebieden en verbindingen tussen gebieden in beeld te brengen (in verband met de drukfactor versnippering).
- Voor het bepalen van de impact op de biodiversiteit zijn ook ecologische monitoringsgegevens noodzakelijk. Deze gegevens zijn niet algemeen en vrij beschikbaar. Van der Hoek et al. (2020) hebben verspreidingskaarten van de soortgroepen broedvogels, vaatplanten en dagvlinders laten maken door de soortenorganisaties SOVON, FLORON en De Vlinderstichting (zie Van Swaay 2019; Sparrius et al. 2020; Sierdsema & Kampichler 2020).

4.2 Evaluatie natuurbeleid lastig, doeltreffendheid afhankelijk van meerdere factoren

Zoals aangegeven in paragraaf 3.3.1 is het evalueren van natuurbeleid notoir lastig. Dit verklaart mede waarom de meeste studies die natuurbeleid evalueren niet verder komen dan het monitoren van veranderingen in natuurkwaliteit (Ferraro 2009, Baylis et al. 2016, Börner et al. 2020). De schaarse empirische evaluaties combineren vaak bevindingen uit eerder werk. Zo reconstrueert ecoloog David Kleijn op basis van tien jaar ecologisch onderzoek naar (onderdelen van) de effectiviteit van agrarisch natuurbeheer in Europa wat bepalende factoren zijn voor de doeltreffendheid van agrarisch natuurbeheer (Kleijn 2012). Hij concludeert op basis van dit raamwerk, en de onderliggende studies, dat de doeltreffendheid van het in 2012 gangbare agrarisch natuurbeheer nihil was, gegeven de slechte milieukwaliteit van het landelijk gebied in Nederland en de tijdelijkheid en oppervlakkigheid van de meeste genomen maatregelen voor agrarisch natuurbeheer. Westerink et al. (2013) evalueren ex post het pilotproject Boeren voor Natuur, een vorm van intensief agrarisch natuurbeheer die naast twee natuurgebieden is ingezet. Zij tonen aan dat extensivering van de bedrijfsvoering door het verhogen van het grondwaterpeil in combinatie met het verplichten van een gesloten kringloop (geen gebruik van externe voedings- en meststoffen) een positief effect heeft op de biodiversiteit in het nabijgelegen natuurgebied.

Er ontbreekt echter ook informatie over maatregelen en effecten die wel nodig is voor het evalueren van de beleidsmaatregelen. Zo is informatie over de aanleg van faunapassages en landschapselementen, de aanpak van recreatieve druk door zonering en door vergunningverlening, toezicht en handhaving, de bestrijding en beheersing van invasieve exoten of de transitie naar extensieve vormen van landbouw niet algemeen en landsdekkend beschikbaar in databanken. Bijbehorende

drukfactoren als recreatieve druk, invasieve exoten en versnippering kunnen daardoor niet of in mindere mate geëvalueerd worden (en daarmee ook de impact op biodiversiteit).

De Rekenkamer Zeeland (2018) heeft de doeltreffendheid van het beleid voor het beheer en de bescherming van natuurgebieden in Zeeland onderzocht. De Rekenkamer kwam voor de provincie Zeeland tot de conclusie dat de doeltreffendheid of effectiviteit van het natuurbeleid moeilijk te bepalen is, omdat data over effecten van natuurbeheer ontbreken, evenals rapportages over de effectiviteit van natuurbeheer. De studie vermeldt verder dat er inmiddels een monitoringsprogramma voor de provincie Zeeland ligt, waarbij elk natuurgebied uit het Natuurnetwerk Zeeland minimaal een keer in de zes jaar wordt geëvalueerd. Over exacte indicatoren wordt niets vermeld (Rekenkamer Zeeland 2018).

4.2 Doelmatigheid

4.2.1 Subsidieregelingen technologieadoptie

Industrie: VEKI

Voor het onderzoek naar de doelmatigheid van de Energie-investeringsaftrek (EIA) is in Tieben et al. (2023) gebruikgemaakt van data over de totale derving van belastinggelden (vergelijkbaar met subsidiekosten, op basis van data van RVO), de uitvoeringskosten van de overheid (data van RVO) en de administratieve lasten voor de aanvragers (verzameld door middel van een enquête). Om de kosteneffectiviteit uit te rekenen, zijn de geschatte energiebesparing (op basis van kengetallen van de technologieën op de technologielijst) en de geschatte CO₂-reductie afgezet tegen de kosten voor de overheid.

Mobiliteit: SRVB

Uit de ex post evaluatie van de Subsidieregeling milieumaatregelen binnenvaart Zuid-Holland blijkt dat alleen de directe subsidiekosten en niet de uitvoeringskosten werden bijgehouden (Den Boer & Smit 2014). Dit is bijvoorbeeld wel het geval bij de evaluatie van de EIA (Tieben et al. 2023). Hoewel het niet ideaal is, kunnen deze kosten waarschijnlijk geschat worden.

In de ex ante evaluatie van CE Delft (Otten & Den Boer 2013) is de Subsidieregeling milieumaatregelen binnenvaart Zuid-Holland vergeleken met andere maatregelen, zoals maatregelen voor het wegverkeer op basis van de kosten per eenheid vermeden stikstofoxidenemissies. Daaruit bleek dat de regeling in vergelijking met andere maatregelen redelijk doelmatig was wat betreft het verminderen van de uitstoot van stikstofoxiden. Hierbij ging het vooral om het vergelijken van kentallen uit andere studies.

Op basis van de ervaring met eerdere regelingen voor de binnenvaartschepen ligt voor de Subsidieregeling milieumaatregelen binnenvaart Zuid-Holland en de SRVB een rol voor handhaving voor de hand. Bij de eerdere subsidie voor binnenvaartschepen werd de motor bijvoorbeeld niet op de door de fabrikant voorgeschreven manier gebruikt (omdat dit meer kosten met zich bracht), waardoor de behaalde reductie achterbleef bij de beoogde reductie. De SRVB heeft echter een beperkte inschrijvingstermijn en aanmelders en deelnemers worden geregistreerd door de uitvoerende organisatie. Hierdoor kan er ook meer zicht op het proces van implementatie worden gehouden, waardoor handhavingsinzet zoals bij eerdere regelingen vermeden kan worden.

4.2.2 Bronmaatregelen landbouw

De doelmatigheid van de beëindigingsregelingen wordt in een aantal studies beschreven. Hierbij moet wel worden aangetekend dat die doelmatigheid niet altijd wordt gekoppeld aan het doel van het verminderen van de stikstofdepositie. In de ex post evaluatie van de Srv (Blom et al. 2023) is de doelmatigheid beoordeeld op basis van het verminderen van de geuroverlast.

In de ex ante evaluatie van Van den Born et al. (2020) worden de verschillende interventies, ook de drie beëindigingsregelingen, onderling vergeleken. Dit gebeurt door de zogenoemde kosteneffectiviteit van interventies te bepalen gebaseerd op het effect (vermindering van de stikstofdepositie) en de kosten per interventie. Voor de beëindigingsregelingen geldt dat het grootste deel van de uitgaven wordt gedragen door de overheid. Voor de berekeningen van de benodigde uitgaven voor de verschillende regelingen hebben Van den Born et al. (2020) de milieukostenmethodiek (VROM, 1998; 2004) gevolgd.

Om de overheidskosten van de verschillende regelingen vergelijkbaar te maken is de kosteneffectiviteit, dat wil zeggen de kosten per eenheid vermindering van de stikstofdepositie, berekend. Mogelijke uitgaven van andere partijen zijn niet meegenomen. Op basis van de effectiviteit en de kosten bepalen Van den Born et al. (2020) de kosteneffectiviteit per regeling en per diersoort. De ingeschatte kosteneffectiviteit verschilt per diersoort, waardoor een andere verdeling van budgetten over diersoorten wellicht een betere doelmatigheid had kunnen opleveren (Van den Born et al. 2020: 14).

In de ex post evaluatie van de Srv door Blom et al. (2023) wordt de doelmatigheid van de regeling als voldoende tot goed beoordeeld, maar wordt daarbij uitgegaan van het verminderen van de geuroverlast als beleidsdoel. Hierbij is naar locaties gekeken van bedrijven in de buurt van woonlocaties en niet naar de nabijheid van Natura-2000 gebieden. Daarnaast is er geen heldere ambitie vastgesteld voor de reductie van de stikstofdepositie, waardoor de doelmatigheid voor stikstofreductie ook lastig vast te stellen is. Op basis van het neveneffect van de Srv, namelijk het verminderen van stikstofemissies, concluderen Blom et al. (2023) dat de stikstofdepositie ook zal zijn gedaald, maar hiervoor zijn geen kwantitatief onderbouwde inschatting gemaakt. Voor de evaluatie van de Srv hebben Blom et al. (2023) gebruikgemaakt van combinaties van bureauonderzoek, data-analyse, interviews en casestudy's.

Hoewel Blom et al. (2023: 11) de doelmatigheid van de Srv hebben gekoppeld aan het doel van het verminderen van geuroverlast, kunnen er wel parallellen worden getrokken met de situatie waarin het verminderen van de stikstofdepositie als uitgangspunt was genomen. Blom et al. (2023) concluderen dat de Srv doelmatiger had kunnen worden ingericht als de compensatie voor deelnemers gericht was geweest op de reductie van zowel de geuroverlast als de stikstofdepositie (Blom et al. 2023). De hoogte van het compensatiebedrag was namelijk niet gekoppeld aan de doelen (het verminderen van de geuroverlast en de stikstofdepositie), maar aan een aantal bedrijfseconomische kentallen, zoals het aantal dierrechten en de geschatte waarde van de stallen. In theorie is dit een interessante aanpak om de doelmatigheid te vergroten. Het is de vraag hoe dit in de praktijk zou uitpakken, omdat de deelnamebereidheid dan ook anders zou uitpakken. Daarbij zal onder andere gekeken moeten worden of een staatssteuntoets nodig is, omdat er in een aantal gevallen meer compensatie wordt uitgekeerd dan de bedrijfseconomische waarde van het bedrijf. Dit aspect zou nader onderzocht moeten worden.

In het verleden is bij de Regeling Beëindiging Veehouderijtakken (RBV) ervaring opgedaan met compensaties die deels afhankelijk waren van het doel van de regeling (Ogink & Van Vliet 2005). Deze regeling had als doel het verminderen van het mestoverschot. Een deel van de compensatievergoedingen van de RBV was namelijk gebaseerd op de fosfaatrechten van het bedrijf en niet alleen op de (rest)waarden van de stallen en gebouwen. In vergelijking met eerdere regelingen zoals de Opkoopregeling varkensrechten (OVR) en de Beëindigingsregeling varkensbedrijven in EHS (BEVAR) waren de kosten per kilogram fosfaat bij de RBV het laagst. Daarnaast is er in de RBV landbouwgrond van de stoppende bedrijven omgezet in natuurgrond binnen de toenmalige Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Dit betreft slechts een klein deel van de totale nieuwe natuur binnen de EHS in de periode 2000-2003.

Blom et al. (2023) definiëren doelmatigheid ook in termen van het proces van de uitvoering van de Srv. Zo hebben ze bekeken in hoeverre de activiteiten die onder de Srv vielen soepel zijn uitgevoerd en hoe de samenwerking tussen de verschillende betrokken overheidsorganisaties is verlopen. Hiertoe zijn de effecten (van geuroverlast) afgezet tegen de subsidieclaim. De subsidieclaim kan bepaald worden op basis van de aanvraaggegevens van RVO. Interviews met aanmelders, intermediairs en uitvoerders (gemeenten) bieden inzicht in de samenwerking binnen de Srv en hoe dit heeft bijgedragen aan de doelmatigheid van het beleid. Ogink en Van Vliet (2005) bepaalden de kosten van de vergoeding voor de compensatie van de RBV op basis van het aantal deelnemers, verkregen via de Dienst Regelingen (DR) van het ministerie van LNV en taxaties door de Dienst Landelijk Gebied (DLG) die inmiddels is opgegaan in RVO. Verder beschrijven Ogink en Van Vliet (2005) ook de activiteiten van de handhaving en controle voor de uitvoering van de regeling. Hiervoor wordt geen indicatie van de kosten gegeven.

Hoewel Boezeman en Vink (2022) in hun overzicht niet expliciet ingaan op de doelmatigheid van de verschillende geëvalueerde beëindigingsregelingen, geven ze wel aan dat bepaalde aspecten van de regelingen de doelmatigheid ervan kunnen beïnvloeden. Het betreft hier bijvoorbeeld het aantal deelnemers aan de regeling dat hoe dan ook overwoog om te stoppen met hun bedrijf en nu profiteert van de regeling (Boezeman & Vink 2022: 12). Dit hebben ze overigens niet gekwantificeerd. Echter, door de regeling is er wel een garantie op het doorhalen van dierrechten en anders hadden de deelnemers die vooraf al overwogen om te stoppen hun bedrijf kunnen verkopen, waardoor het aantal dierrechten niet zou afnemen. Op basis van ervaringen met regelingen uit het verleden kan een korte termijn voor het behalen van doelen – zoals de stikstofdoelen uit de Wsn voor 2030 – leiden tot druk bij de beleidsuitvoering van de regeling. In combinatie met hoge verwachtingen over de resultaten van de regeling kan het uiteindelijke resultaat van de stikstofdepositiereductie in de nabijheid van Natura 2000-gebieden tegenvallen. In alle gevallen die Boezeman en Vink (2022) onderzochten, was het aantal deelnemers aanzienlijk kleiner dan het aantal aanmelders.

In lijn met de studie over de Lbv van Hoste et al. (2021) stellen Boezeman en Vink (2022) dat het volledig besteden van de budgetten uit het Coalitieakkoord om de doelen in 2030 te halen, zou impliceren dat er een aanzienlijke krimp van de veehouderijen zou plaatsvinden, met enkele tientallen procenten. Zij werpen dan ook de vraag op in hoeverre het realistisch is om te verwachten dat beëindigingsregelingen jaar op jaar steeds tot hoge krimpprocentages zullen leiden.

4.2.3 Natuurmaatregelen

Koopmans et al. (2021) hebben het natuurbeleid doorgelicht, waarbij ze van 29 bestaande evaluaties van het natuur- en biodiversiteitsbeleid uit de periode 2014-2020 de doeltreffendheid en de doelmatigheid hebben onderzocht. De doeltreffendheid is in de meeste beschikbare studies

neutraal of positief ingeschat, maar de doelmatigheid is slechts in een handvol studies ingeschat. In de meeste gevallen ontbreekt de wetenschappelijke onderbouwing voor de beoordeling van de doeltreffendheid en doelmatigheid. Op basis van interviews en rondetafelgesprekken met experts zijn ontbrekende beoordelingen nader ingevuld.

Leneman et al. (2012) hebben de economische kosten en baten van het PAS ex ante ingeschat. Het PAS had als doel om de vergunningverlening in het kader van de Wet natuurbescherming weer vlot te trekken, te zorgen dat er in en rond Natura 2000-gebieden weer ruimte kwam voor economische ontwikkeling en zeker te stellen dat de natuurkwaliteit in die gebieden behouden bleef of beter zou worden. Op basis van literatuurbronnen, gesprekken met experts, modelberekeningen en GIS-analyses zijn twee situaties ('met PAS' en 'zonder PAS') met elkaar vergeleken en zijn de gevolgen voor de landbouw, de industrie en verkeer en vervoer bepaald. Zowel in de situatie 'met PAS' als die 'zonder PAS' blijft het Natura 2000-beleid ongewijzigd, inclusief de VHR-doelen. De natuurbaten zijn daarmee in beide situaties aan elkaar gelijk en zijn niet ingeschat, omdat ze tegen elkaar wegvallen. Wel wordt in de situatie 'zonder PAS' de natuur in de stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden extra beheerd, om de gevolgen van de hoge niveaus van stikstofdepositie te kunnen opvangen (Leneman et al. 2012).

Uit deze analyse kwam naar voren dat het PAS economisch voordelig zou zijn voor Nederland. Dit had er met name mee te maken dat het PAS tot duidelijkheid voor ondernemers zou leiden en daarmee tot economisch voordeel. De veehouderij nabij stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden kon zich blijven ontwikkelen en ondernemers hoefden minder onderzoekskosten te maken voor het verkrijgen van een vergunning in het kader van de Wet natuurbescherming. Voor het inschatten van de baten van het PAS voor de aanleg van wegen en in de industrie bleken er onvoldoende gegevens te zijn. Wat betreft de kosten ging het enerzijds om de kosten voor herstelstrategieën, hydrologisch herstel en overige maatregelen in de natuurgebieden, en anderzijds om landelijke en provinciale maatregelen om de stikstofdepositie te reduceren. Al met al hebben Leneman et al. (2012) de economische baten tussen 2013 en 2020 becijferd op zo'n 100 tot 200 miljoen euro per jaar hoger dan de economische kosten, inclusief de kosten voor herstelmaatregelen, landelijke PAS-maatregelen, provinciale PAS-maatregelen, monitoring, hydrologisch herstel en overige maatregelen in gebieden. Polman et al. (2013) hebben ook de sociaaleconomische gevolgen van de PAS-maatregelen uit Leneman et al. (2012) voor de provincie Overijssel onderzocht. Dit betreft werkgelegenheid, leefbaarheid en verdeling van de lasten en lusten van het PAS. Er is gebruikgemaakt van beschikbare studies en kentallen. Leneman et al. (2013) hebben op vergelijkbare wijze de sociaaleconomische effecten van het PAS op landelijke schaal ingeschat.

Folkert et al. (2014) hebben eveneens het PAS onder de loep genomen, in het bijzonder de eerste programmaperiode, van 2015 tot en met 2020. Zij hebben doorgerekend dat bij volledige uitvoering van het PAS het aantal soorten dat duurzaam kan voortbestaan tussen 2014 tot 2032 toeneemt met ruim 20 procentpunten. Die toename is vooral te danken aan de inzet op PAS-herstelmaatregelen, namelijk tijdelijk herstelbeheer en hydrologische maatregelen. Daarmee zijn herstelmaatregelen, tijdelijk herstelbeheer en antiverdrogingsmaatregelen binnen het PAS-programma volgens Folkert et al. (2014) het meest effectief en doelmatig. De inzet op uitbreiding en inrichting van natuur die zich hoofdzakelijk buiten het PAS bevindt is tevens waardevol. De bronmaatregelen, oftewel de maatregelen die erop gericht zijn om de stikstofemissies te verminderen, zijn eveneens noodzakelijk voor het herstel van de stikstofgevoelige natuur. Wel hebben ze een gering effect op het natuurherstel ten opzichte van de herstelmaatregelen (Folkert et al. 2014).

De Rekenkamer Zeeland (2018) heeft de doelmatigheid van het beleid voor het beheer en de bescherming van natuurgebieden in Zeeland onderzocht. Bij doelmatigheid van het beleid ging het er om of het beleid tegen de laagst mogelijke kosten zou worden uitgevoerd. Dit heeft de Rekenkamer Zeeland (2018) vanuit twee perspectieven benaderd. Bij het Subsidiestelsel Natuur en Landschap (SNL) wordt gewerkt met een vaste normvergoeding voor het beheer. Uit het collectieve perspectief van de provincie brengt een vaste landelijk vastgestelde normvergoeding veel minder uitvoerings- en controlekosten met zich dan bijvoorbeeld een individuele kostensubsidie aan beheerders op basis van een inschrijvingssysteem. In die zin achtte de Rekenkamer het beleid van de provincie doelmatig. Verder benoemt de Rekenkamer Zeeland (2018) het gegeven dat individuele beheerders voor het natuurbeheer een normkostenvergoeding van SNL van maximaal 75 procent van het normbedrag konden ontvangen, en dus 25 procent aan eigen middelen moesten inbrengen. Daardoor hadden de beheerders een prikkel om het beheer zo goedkoop mogelijk te doen en waar mogelijk innovaties door te voeren, betoogde de Rekenkamer, wat de normkostenvergoeding uit het perspectief van de individuele beheerder eveneens doelmatig maakt. Dat de prikkel om het beheer zo goedkoop mogelijk uit te voeren ook juist de kwaliteit van de natuur (verder) onder druk zou kunnen zetten, kaartte de Rekenkamer Zeeland daarbij niet aan. IPO & LNV (2020) constateerden daarentegen juist dat beheerders niet in alle gevallen het beheer voerden dat nodig is om natuurwaarden te behouden of te verbeteren. Dat was dan ook de achterliggende reden om de beheersvergoeding te verhogen van 75 naar 84 procent van de standaardkostprijs voor beheersactiviteiten. Provincies maken daarbij afspraken met de natuurbeheerders welke kwaliteitsverhoging zij bereiken met het extra geld voor beheer (IPO & LNV 2020).

4.3 De doelmatigheid van het natuurbeleid is moeilijk te bepalen

De doelmatigheid van beleidsmaatregelen is vaak moeilijk te bepalen omdat de *counterfactual* (wat zou er zijn gebeurd zonder beleid?) meestal ontbreekt. Natuurbeleid is hierbij extra lastig, omdat het veelal gaat om pakketten van maatregelen waarbij de combinatie van maatregelen en de kosten van de maatregelen contextspecifiek zijn (Michels et al. 2022). Uit de laatste beleidsdoorlichting van het natuurbeleid bleek dat de evaluatie van doelmatigheid en doeltreffendheid moeizaam blijken. De doeltreffendheid van de interventies was nauwelijks onderbouwd en over de doelmatigheid van de uitgaven was vrijwel niets bekend (Koopmans et al. 2021). Toch zijn er in de literatuur wel voorbeelden te vinden waar onderzoek is gedaan naar (onderdelen van) doelmatigheid. Zo laten Somanthan et al. (2009) zien dat gedecentraliseerd bosbeheer doelmatiger is dan gecentraliseerd bosbeheer, omdat de informatie- en transactiekosten lager zijn. Iets vergelijkbaars vinden Groeneveld en Smits (2006) voor agrarisch natuurbeheer: door de planvorming, monitoring en handhaving van agrarische natuurbeheermaatregelen bij agrarische collectieven neer te leggen, kunnen de transactiekosten van het beheer sterk worden verminderd, waarmee de doelmatigheid van de besteedde middelen toeneemt. Als gevolg van deze evaluatie, en de evaluatie van Kleijn (2012) (zie kader 4.2), is het agrarisch natuurbeheer in Nederland sinds 2019 grondig veranderd. Individuele boeren kunnen geen subsidie meer aanvragen, alleen collectieven kunnen dat nog doen.

4.3 Lessen uit bestaande evaluaties

Nauwelijks evaluaties van bestaande en voorgenomen beleidsmaatregelen

Van de bestaande en voorgenomen beleidsmaatregelen zijn nauwelijks evaluaties beschikbaar. Dat er geen ex post evaluaties beschikbaar zijn, is niet verwonderlijk, omdat de maatregelen in uitvoering zijn of nog moeten worden uitgevoerd. Echter, er zijn ook nauwelijks ex ante evaluaties van de bestaande en voorgenomen maatregelen. Voor de bronmaatregelen voor de landbouw (beëindigingsregelingen) is weliswaar een ex ante analyse uitgevoerd, maar deze had niet het karakter van een volledige evaluatie van beleid.

Leer van bestaande evaluaties van soortgelijke maatregelen uit het verleden

Voor alle beleidsmaatregelen zijn wel evaluaties van eerdere soortgelijke regelingen beschikbaar. Op basis daarvan valt een goed beeld te vormen van de benodigde en beschikbare indicatoren, de aanpak en de beschikbare data die nodig zijn voor het evalueren van de doeltreffendheid en doelmatigheid. Subsidieregelingen voor technologieadoptie voor de binnenvaart zijn in het verleden op kleinere schaal uitgevoerd en geëvalueerd. Daarnaast zijn er ook vergelijkbare stimuleringsregelingen – zoals de Energie-investeringsaftrek (EIA) – die handvatten bieden voor de indicatoren, methode en data die benodigd zijn voor de evaluatie. De subsidieregelingen voor technologieadoptie (SRVB en VEKI) hebben een korte openingstijd en een vastgesteld budget, waarmee ze meer vergelijkbaar worden met de wijze waarop de beëindigingsregelingen zijn opgesteld. Deelname aan de SRVB en VEKI wordt door de uitvoerder (RVO in de meeste gevallen) bijgehouden en er worden afspraken gemaakt met de deelnemers over de uitvoering van de activiteiten van de regelingen. Dit vraagt tijd en budget van de uitvoerder tijdens de uitvoering van het adoptieproces, maar er kan vervolgens bespaard worden op controle en handhaving.

Maatregelen hebben verschillende doelen en vergen verschillende aanpakken en indicatoren

De verschillende maatregelen hebben betrekking op verschillende onderdelen uit de beleidstheorie van paragraaf 3.3. Tenzij het doel is om emissieruimte te creëren, hebben de subsidieregelingen voor technologieadoptie en de bronmaatregelen voor de landbouw als doel om stikstofemissies te verminderen en daaruit voortvloeiend de stikstofdepositie, dat wil zeggen intermediate outcomes volgens de beleidstheorie. Hiermee dragen deze maatregelen naar verwachting bij aan het voorkomen van achteruitgang van de natuurkwaliteit. De natuurmaatregelen hebben als doel om de achteruitgang van natuurkwaliteit te voorkomen en natuur te herstellen. Deze zijn dus volgens de beleidstheorie gericht op outcome- of impactvariabelen. Daarnaast hebben de maatregelen ook een sectoraal doel. Gegeven de doelstellingen van de maatregelen en de sectorale insteek, vragen alle maatregelen eigen indicatoren die aansluiten bij de beleidstheorie, de aanpak voor de evaluatie en de benodigde en beschikbare gegevens.

Leer van evaluaties van maatregelen uit andere sectoren

Voor de evaluatie van de subsidieregelingen voor technologieadoptie kunnen de indicatoren, data en de methode worden afgeleid van evaluaties van andere technologiesubsidies, zoals de EIA (Tieben et al. 2023). De indicatoren en data zullen moeten worden uitgebreid met indicatoren voor vermindering van de stikstofemissies. Voor de regeling VEKI kunnen vergelijkbare indicatoren, data en methoden gebruikt worden als bij de evaluatie van de EIA. Aanvullend kunnen nog gegevens over de stikstofemissies van bedrijven worden verzameld. De uitvoerende organisatie kan indicatoren over deelname verzamelen. Voor de informatie over de deelnemende bedrijven kan een

soortgelijke vragenlijst als bij de EIA worden gehanteerd. Overige data uit secundaire databronnen, zoals het CBS, kunnen worden verzameld, waarbij de EIA-evaluatie handvatten biedt.

Informatie over aanmelders, deelnemers én niet-aanmelders is noodzakelijk

Bij de bronmaatregelen voor de landbouw wordt de doeltreffendheid van de maatregel na afronding van de uitvoering in beeld gebracht. De openstellingstermijn van dergelijke regelingen is kort, namelijk minder dan een jaar, en het beschikbare budget is vooraf vastgesteld. Zowel de deelnamebereidheid (aanmelders) als de uiteindelijke deelname wordt geregistreerd. Daarbij is ook aan te geven wat het verschil is in bedrijfskenmerken (dierrechten, stikstofemissies, maar ook broeikasgasemissies) tussen de bedrijven die deelnemen en de bedrijven die uiteindelijk niet deelnemen, maar wel bereidheid toonden. Deze inzichten kunnen bijdragen aan het (her)ontwerpen van toekomstige bronmaatregelen voor de landbouw. Ook kunnen ze bijdragen aan ontwerpen voor subsidieregelingen voor technologieadoptie met een beperkte openstellingstermijn.

Echter, informatie over aanmelders en deelnemers is niet voldoende. De doeltreffendheid van zowel de subsidieregelingen voor technologieadoptie als de bronmaatregelen voor de landbouw is sterk afhankelijk van het aantal en de samenstelling van de (populatie) deelnemers aan de maatregelen. Om te kunnen bepalen hoe doeltreffend deze beleidsmaatregelen zijn, moet het aantal deelnemende ondernemers worden afgezet tegen de doelpopulatie (meer specifiek de ondernemers in de doelpopulatie die niet wilden deelnemen). De vraag is dan namelijk waarom de ene ondernemer wel wil deelnemen en de andere niet. Echter, wanneer het gaat om het effect van de subsidie op de intermediate outcome (emissies nabij stikstofgevoelige natuurgebieden en de stikstofdeken), dan bestaat de relevante controlegroep uit vergelijkbare ondernemers die geen gebruik konden maken van de regeling (bijvoorbeeld vergelijkbare ondernemers die niet mochten deelnemen aan de regeling). Factoren die van invloed zijn op deelname, zijn bijvoorbeeld het aandeel van de kosten dat wordt vergoed, de kosten voor de ondernemer, de administratieve lasten, maar ook de attentiewaarde, oftewel de mate waarin de regeling de interesse van potentiële deelnemers wekt. Om goed onderzoek te kunnen doen naar doeltreffendheid is het dus van belang dat er data over de (doel)populatie zijn. Zonder kennis over de doelpopulatie is het namelijk niet mogelijk om te bepalen welk aandeel van de doelgroep door een subsidie bereikt wordt (en dus hoe effectief de regeling is).

Informatie over en samenwerking met deelnemers kan leiden tot verhoogde doelmatigheid

Met meer inzicht in de redenen waarom ondernemers wel of niet deelnemen aan de subsidieregelingen voor technologieadoptie en de beëindigingsmaatregelen voor de landbouw, kan de doelmatigheid worden vergroot. Overeenkomstig de ex post evaluatie van de Srv (Blom et al. 2023), kan via interviews met aanmelders en uitvoerders worden nagegaan wat hun overwegingen zijn geweest om zich aan te melden en hoe de uitvoering van de regeling is verlopen en zou kunnen worden verbeterd. Dit laatste draagt bij aan het verkorten van het uitvoeringsproces van de bronmaatregelen voor de landbouw en de subsidieregelingen voor technologieadoptie, en dus aan het beperken van de administratieve lasten voor bedrijven en uitvoerende organisaties. Ook kan van een ex post evaluatie van de MGA¹ geleerd worden hoe het ontwerp van de MGAB verbeterd kan worden.

Een ander aspect van de doelmatigheid van de maatregelen in de landbouw, binnenvaart en industrie betreft de kosten van uitvoeren inclusief handhaving. Bij de subsidieregelingen voor de adoptie van schonere technologieën en de bronmaatregelen in de landbouw, registreert de uitvoerende instantie de deelnemers. Vervolgens volgt de uitvoerende instantie nauwlettend de uitvoering door

deelnemers (het stoppen van veehouderijen of het toepassen technologieadoptie), totdat de uitvoering is voltooid. Hierdoor is controle en handhaving (volgen de deelnemers de regels van de regeling?) achteraf beperkt nodig. Om de doelmatigheid goed te beoordelen, zou er in toekomstige evaluaties meer inzicht gegeven kunnen worden in de kosten voor de uitvoerende instantie van de regeling (meestal RVO) bij het begeleiden van de uitvoering van de maatregelen door de deelnemers.

Ofschoon Boezeman en Vink (2022) doeltreffendheid en doelmatigheid niet kwantitatief hebben onderzocht, benoemen ze wel aspecten die de doelmatigheid van beëindigingsregelingen kunnen beïnvloeden, ongeacht het doel van de regeling. Veehouders die toch wel zouden stoppen, kunnen sterk profiteren van een regeling met veel financiële stimulans, wat leidt tot een verminderde doelmatigheid van de regeling (freeriding). Hierbij moet evenwel worden aangetekend dat deze veehouders ook hun dierrechten zouden kunnen verkopen aan andere veehouders, waarbij er geen dierrechten worden doorgehaald en de stikstofemissies en stikstofdepositie niet verminderen, maar zich verplaatsen.

In de conclusies van de ex post evaluatie van de Srv gaven Blom et al. (2023) aan dat de doeltreffendheid en doelmatigheid van de Srv-regeling verbeterd zouden kunnen worden door de vergoedingen meer conform de te verwachten stikstofdepositiereductie vast te stellen. Dit wordt bevestigd door een recenter onderzoek van Ros et al. (2023) naar de gebieds- en bedrijfsgerichte handelingsperspectieven voor een duurzame landbouw in Nederland. Thiermann en Bittmann (2023) bevestigen dat de kans op deelname aan beëindigingsregelingen door veehouderijen in de buurt van Natura 2000-gebieden hoger is. Voor het toepassen van een vergoeding gebaseerd op de bijdrage aan het verminderen van de stikstofdepositie is meer onderzoek nodig, bijvoorbeeld om na te gaan of dit een uitvoerbare aanpak zou kunnen opleveren vanuit een technisch, juridisch, financieel en draagvlakperspectief (onder andere de staatssteuntoets). Daarnaast geldt dat de stikstofdepositie in natuurgebieden door specifieke puntbronnen alleen met rekenmodellen geschat kan worden.

De doeltreffendheid van natuurmaatregelen is moeilijk vast te stellen

Voor de doeltreffendheid van de natuurmaatregelen, zoals de aankoop en inrichting van natuur, kunnen outcome-indicatoren worden bepaald, bijvoorbeeld de aantallen hectares verworven en ingerichte nieuwe natuur. Deze worden gerapporteerd in de Voortgangsrapportages Natuur. Echter, dit zegt nog niets over een verbetering van de natuurkwaliteit. Hiervoor zal onderzocht moeten worden hoe de uitbreiding van het areaal aan dit doel heeft bijgedragen. Effecten op de biodiversiteit zijn echter zeer lastig te achterhalen, omdat de relatie tussen het vergroten van een areaal en het verbeteren van de biodiversiteit complex en indirect is, en vaak pas na lange tijd (vijf of zelfs tientallen jaren) naar voren komt. Het strekt daarom tot aanbeveling om meer onderzoek te doen naar de causaliteit (oorzaak en gevolg) tussen enerzijds genomen maatregelen en drukfactoren en anderzijds de aanpak van die drukfactoren en de effecten daarvan op de natuurkwaliteit. Hiermee kunnen ook rekenmodellen zoals Model for Nature Policy worden verbeterd, zodat deze accuratere inschattingen kunnen maken. Een groot probleem hierbij is gebrek aan data over omgevingscondities (zie ook Smits et al. 2024). Met het interbestuurlijke Verbeterprogramma VHR natuurmonitoring wordt gewerkt aan intensivering van de monitoring, maar de toekomstige financiering van dit programma is onduidelijk.

Externe factoren belemmeren het meten van de doeltreffendheid van natuurmaatregelen

Een ander knelpunt zijn externe factoren die de kwaliteit van de natuur beïnvloeden, maar waar de natuurherstelmaatregelen geen of weinig invloed op hebben. Denk hierbij aan predatoren zoals de vos in relatie tot weidevogels, of aan schade aan de natuur door veranderde weersomstandigheden als gevolg van klimaatverandering. De natuurherstelmaatregelen kunnen nog zoveel potentie hebben, maar als op hetzelfde moment de externe factoren de natuurkwaliteit aantasten, dan blijft de natuurkwaliteit laag en dat kan de doeltreffendheid van het beleid beïnvloeden. Daarnaast ontbreekt het op landelijke schaal in het algemeen aan informatie over verschillende maatregelen en effecten, zoals de aanleg van faunapassages en landschapselementen, de aanpak van recreatieve druk, de bestrijding en beheersing van invasieve exoten of de transitie naar extensieve vormen van landbouw. Veranderingen in drukfactoren die bij deze maatregelen en effecten horen, zoals recreatieve druk, invasieve exoten en versnippering, kunnen daardoor niet of in mindere mate geëvalueerd worden (en daarmee ook de impact op biodiversiteit). Om in de toekomst veranderingen in dergelijke drukfactoren wel te kunnen meenemen in een evaluatie, is het dus zaak om data hierover te verzamelen en te ontsluiten. Aanvullend moet dan ook een methode worden ontwikkeld om de invloed van de externe factoren op de natuur en biodiversiteit te bepalen, zodat de doeltreffendheid van natuurmaatregelen hiervoor gecorrigeerd kan worden.

De doelmatigheid van natuurmaatregelen is moeilijk vast te stellen door gebrek aan data

Het bepalen van de doelmatigheid van natuurmaatregelen is nog bewerklijker. Vaak is er geen gedetailleerde informatie over waar welke maatregelen getroffen zijn en in welke omvang, laat staan dat er data zijn over de kosten van maatregelen, uitgesplitst per type maatregel en per gebied (zie Michels et al. 2022). In het kader van de derde Lerende evaluatie van het Natuurpact is bijvoorbeeld geprobeerd om dergelijke informatie boven water te krijgen bij de verschillende provincies, maar met name wat betreft gedetailleerde kosten bleek deze informatie vaak niet beschikbaar te zijn (zie Roebeling et al. te verschijnen). Een standaardisering van de methodiek om gegevens over de kosten en effecten van natuurmaatregelen te verzamelen, zou hierbij behulpzaam kunnen zijn.

De dataverzameling rond natuurbeheer en natuurkwaliteit is evenwel ook een heikel punt. Bij het monitoren van het beheer worden doorgaans verschillende toestandsindicatoren verzameld, maar geen resultaatindicatoren. Daar komt nog bij dat er vaak geen afruil mogelijk is tussen verschillende maatregelen, omdat alle drukfactoren moeten worden aangepakt om de internationale VHR-doelen te halen. Daarbij moet er ook oog zijn voor de samenhang met flankerend beleid, zodat beleidsmaatregelen elkaar niet tegenwerken. Dat kan in de praktijk dus betekenen dat er ook maatregelen moeten worden getroffen die verhoudingsgewijs weinig kosteneffectief zijn, omdat de VHR-doelen anders buiten bereik blijven.

5 Aanbevelingen

Zorg voor een heldere afbakening van het beleidsdoel en de doelvariabelen en van het pakket aan beleidsmaatregelen dat wordt meegenomen in de volgende evaluatieronde

Loop bij aanvang van de volgende evaluatieronde het afwegingskader in hoofdstuk 2 opnieuw langs, zowel wat betreft het pakket aan beleidsmaatregelen als geheel als voor de individuele beleidsmaatregelen. Ten eerste is het pakket aan te evalueren beleidsmaatregelen niet altijd eenduidig vast te stellen. Het Programma SN omvat een breed palet aan beleidsmaatregelen die zich in verschillende stadia van implementatie bevinden (van voorgenomen doch onvoldoende uitgewerkt tot reeds afgesloten). Daarnaast verschillen ze in verwachte impact, bijvoorbeeld op basis van het budget van een subsidieregeling of de fase waarin de beleidsmaatregel zich bevindt (pilot versus volledig uitgerold). De maatregelen die in dit rapport zijn besproken, vallen niet allemaal onder het Programma SN: de Lbv-plus-regeling valt er niet onder maar is wel meegenomen, omdat die in sterke mate bijdraagt aan de doelen van de Wsn. Ten tweede is het formuleren van het doel en de doelvariabelen van het maatregelenpakket geen vanzelfsprekendheid. Zo is in paragraaf 3.3 duidelijk geworden dat niet alle beleidsmaatregelen gericht zijn op hetzelfde doel, terwijl sommige beleidsmaatregelen zelfs meerdere doelen hebben (MGAB).

Formuleer en operationaliseer voor elke meegenomen beleidsmaatregel een beleidstheorie

Een overkoepelende beleidstheorie – zoals gevisualiseerd in figuur 3.2 – kan hiervoor de basis vormen. Hou rekening met interactie tussen de verschillende beleidsmaatregelen en de rol van autonome ontwikkelingen en overig beleid (figuur 3.1). Operationaliseer doeltreffendheid en doelmatigheid en ook de *mate* van doeltreffendheid en de *mate* van doelmatigheid. Door voor elke beleidsmaatregel een beleidstheorie te formuleren, ontstaat per beleidsmaatregel beter inzicht in mogelijke indicatoren voor elk onderdeel van de beleidstheorie en daarmee in de operationalisering van de (mate van) doeltreffendheid en doelmatigheid. Ook wordt meer duidelijk welke autonome factoren een rol spelen bij elk verondersteld verband (elke pijl in figuur 3.1 en 3.2) in de beleidstheorie. Deze inzichten zijn van belang voor het bepalen van de onderzoeksopzet voor de evaluatie van individuele maatregelen en het pakket, en voor het bepalen van variabelen waarvoor data nodig zijn.

Beschrijf de vormgeving van elke beleidsmaatregel en het pakket aan maatregelen, en de relatie tot verschillende vormen van marktfalen

Vollebergh et al. (2023) hebben een raamwerk ontwikkeld dat helpt bij het inventariseren van een complex pakket aan maatregelen. Het raamwerk bestaat uit een inventarisatie van bestaande beleidsmaatregelen (zowel het te evalueren beleidspakket als relevante bestaande beleidsmaatregelen in aanpalend beleid) en de wijze waarop elke beleidsmaatregel verondersteld wordt verschillende vormen van marktfalen aan te pakken. Hierbij wordt de vormgeving van elke beleidsmaatregel beschreven aan de hand van een aantal vragen. Vervolgens wordt de samenhang van de beleidsmaatregelen in het pakket en de samenhang van het pakket met bestaande beleidsmaatregelen beschreven. Deze stap geeft een eerste, kwalitatieve evaluatie van de doeltreffendheid en doelmatigheid van het pakket aan beleidsmaatregelen. De beleidstheorie kan bij deze stap behulpzaam zijn.

Maak bij het onderzoek naar doelmatigheid duidelijk welke mogelijke afruilen er zijn tussen kosten van de beleidsinzet en de doeltreffendheid

In paragraaf 3.5 maakten we een onderscheid in verschillende categorieën kosten van beleid: kosten voor de overheid (uitgaven, belastinguitgaven en uitvoeringskosten), kosten voor burgers en bedrijven (investeringen en kosten voor beheer en onderhoud), en administratieve lasten van burgers en bedrijven. Daarnaast is het voor de doelmatigheid van belang in welke mate ingezet beleid *niet* heeft geleid tot waargenomen veranderingen in de doelvariabelen (additionaliteit). Lagere kosten en grotere bereikte effecten verhogen de doelmatigheid van een beleidsmaatregel. Een andere vormgeving van een bestaand instrument kan leiden tot lagere kosten: strengere criteria om gebruik te maken van een subsidieregeling leiden bijvoorbeeld tot minder deelnemers en dus minder kosten voor de overheid. Maar een kleiner aantal deelnemers zal vrijwel altijd leiden tot minder doelbereik. De mogelijke afruilen tussen de kosten van de beleidsinzet en de doeltreffendheid dienen zoveel mogelijk voor elke beleidsmaatregel expliciet te worden gemaakt.

Gebruik de uitkomsten van de operationalisering om een systeem van monitoring van indicatoren op te zetten

Operationalisering van de beleidstheorie draagt bij aan inzicht in de veronderstelde verbanden en in mogelijke indicatoren voor de grootheden die genoemd worden in de verschillende onderdelen van de beleidstheorie. Zorg ervoor dat data over indicatoren én de verschillende categorieën kosten structureel worden bijgehouden en aangeleverd. In het ideale geval wordt hiermee begonnen in de fase van de beleidsvoorbereiding en is de eerste informatie al beschikbaar voordat de betreffende beleidsmaatregel wordt ingevoerd (nulmeting). Het structureel bijhouden van data voor indicatoren en het regelmatig beoordelen van de ontwikkeling van indicatoren biedt inzichten in de voortgang van individuele maatregelen en in overlappende of tegenwerkende doelen en beleidsmaatregelen. Conclusies hieromtrent kunnen leiden tot tijdige bijsturing van het beleid.

Zorg ervoor dat de beleidsmaatregelen en uitgaven goed worden bijgehouden, ook door de uitvoerders van het beleid zoals terreinbeherende organisaties en voortouwnemers.

Het Programma SN en het Uitvoeringsprogramma Natuur omvatten een groot aantal beleidsmaatregelen. Ook buiten deze programma's zijn er relevante beleidsmaatregelen die bijdragen aan de doelen van de Wsn. Uiteenlopende uitvoerende organisatie houden de voortgang van de verschillende beleidsmaatregelen bij. In het geval van provinciale beleidsmaatregelen worden de activiteiten veelal uitgevoerd door terreinbeherende organisaties en voortouwnemers. Zoals hiervoor is aangegeven is het voor monitoring en evaluatie van het beleid van belang dat vroegtijdig en structureel data worden verzameld over indicatoren en kosten. In de praktijk blijkt dat dit vooral voor provinciale beleidsmaatregelen niet op orde is (zie ook Smits et al. 2024).

Zorg voor een goede aansluiting bij de overige rapporten, betrek onderzoekers bij de toepassing van het afwegingskader

In de beleidstheorie in paragraaf 3.3.3 worden twee stappen onderscheiden. De eerste gaat van de beleidsinterventie of beleidsmaatregel naar de gedragsverandering. In deze eerste stap worden veronderstellingen gemaakt over de verbanden tussen de vormgeving van de verschillende beleidsmaatregelen en de reacties (investeringen, veranderingen in gedrag) daarop van burgers, bedrijven en terreinbeherende organisaties en andere betrokkenen. De tweede stap gaat van de veranderingen in gedrag en investeringen naar het doelbereik. In deze stap worden veronderstellingen gemaakt over de verbanden tussen het gedrag van burgers, bedrijven en uitvoerende organisaties, via lokale en nationale effecten op de stikstofemissies en -depositie en drukpunten voor de natuur naar de toestand van de natuur en staat van instandhouding. De veronderstelde verbanden in

beide stappen helpen bij het opzetten van een ex ante of ex post evaluatie. Informatie over de indicatoren in de tweede stap in de beleidstheorie komt vooral uit de overige rapporten in de monitoring en evaluatie van het Programma SN (over de voortgang en effecten van stikstofbronmaatregelen; over de voortgang en effecten van natuurmaatregelen; over de effecten van voorgenomen natuur(herstel)maatregelen en stikstofreductiemaatregelen op de verwachte toestand van de natuur). Het is dus van belang dat de onderzoekers van deze studies worden betrokken bij de toepassing van het afwegingskader en de operationalisering van de beleidstheorie van de doeltreffendheid en doelmatigheid van het beleid.

Formuleer en operationaliseer voor elk neveneffect een beleidstheorie

Een beleidstheorie voor elk neveneffect kan helpen om helder te krijgen wat de veronderstelde verbanden zijn tussen beleidsmaatregelen en andere variabelen dan de doelvariabelen. Operationalisering van de beleidstheorieën voor de neveneffecten geeft inzicht in de relevante indicatoren waarvoor data verzameld kunnen worden. Een inventarisatie van de veronderstelde neveneffecten van het pakket aan beleidsmaatregelen helpt vervolgens bij het prioriteren van mee te nemen neveneffecten. De beschikbaarheid van data, tijd en capaciteit voor de evaluatie bepaalt vervolgens mede welke neveneffecten uiteindelijk worden meegenomen in de evaluatie en op welke wijze (bijvoorbeeld kwalitatief of kwantitatief).

Referenties

- Baylis, K., J. Honey-Rosés, J. Börner, E. Corbera, D. Ezzine-de-Blas, P.J. Ferraro, R. Lapeyre, U.M. Persson, A. Pfaff & S. Wunder (2016), 'Mainstreaming impact evaluation in nature conservation', *Conservation Letters*, 9(1): 58-64.
- BIJ12 (2018), *PAS Landelijke Monitoringsrapportage Natuur 2018. Deelrapportage monitoring voortgang herstelmaatregelen*, Utrecht: BIJ12.
- BIJ12 (2019), *Rapportage voortgang uitvoering herstelmaatregelen*, Utrecht: BIJ12.
- Bleeker, A., M.J. Wilmot & J. Bijsterbosch (2020), *Stikstofeffecten van criteria ten behoeve van de Landelijke Beëindigingsregeling Veehouderijlocaties*, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Blom, M., A. Bachaus, W. van Santen, A. Vogelzang-Wijlens, A. Brouwer & N. van Bronsgeest (2023), *Evaluatie subsidieregeling sanering varkenshouderij: Eindrapportage*, Delft: CE Delft.
- Boer, L.C. den & M.E. Smit (2014), *Evaluatie subsidieregeling binnenvaart. Analyse gemaakt in het kader van het programma mini-MKBA*, Delft: CE Delft.
- Boezeman, D. & M. Vink (2022), *Beëindigen van veehouderijen. Lessen uit 25 jaar beëindigingsregelingen*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Born, van den, G.J., L. Couvreur, J. van Dam, G. Geilenkirchen, M. 't Hoen, R. Koelemeijer, M. van Schijndel, M. Vink & E. van der Zanden (2020), *Analyse stikstof-bronmaatregelen. Analyse op verzoek van het kabinet van zestien maatregelen om de uitstoot van stikstofoxiden en ammoniak in Nederland te beperken*. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Börner, J., D. Schulz, S. Wunder & A. Pfaff (2020), 'The effectiveness of forest conservation policies and programs', *Annual Review of Resource Economics*, 12: 45-64.
- Bussel, L.G.J. van & A. van Hinsberg (2024), *Effecten van voorgenomen natuur- en stikstofreductiemaatregelen op de verwachte toestand van de natuur. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Daily, G.C. & P.A. Matson (2008), 'Ecosystem services: from theory to implementation', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 9455-9456
- Expertwerkgroep Effectmeting (2012), *Durf te meten. Eindrapport Expertwerkgroep Effectmeting*.
- EZ (2013), *Natuurpact ontwikkeling en beheer van natuur in Nederland. Hoofdpijnennotitie. Bijlage Natuurpact Kamerbrief*, Ministerie van Economische Zaken: Den Haag.
- Ferraro, P.J. (2008), 'Asymmetric information and contract design for payments for environmental services', *Ecological Economics*, 65(4): 810-821.
- Ferraro, P.J. (2009), 'Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy', *New Directions for Evaluation*, 122: 75-84.
- Folkert, R., R. Arnouts, C. Backes, J. van Dam, D.-J. van der Hoek & M. van Schijndel (2014), *Beoordeling programmatische Aanpak Stikstof. De verwachte effecten voor natuur en vergunningverlening*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Fontein, R.J., S. van Broekhoven, D. Kamphorst, A. de Blaeij & R. Arnouts (2017), *Het provinciaal natuurbeleid ingekaderd. Achtergronddocument lerende evaluatie van het Natuurpact*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Grinsven, H. van & A. Bleeker (2017), *Evaluatie Meststoffenwet 2016. Syntheserapport*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

- Groeneveld, R.A., & M.J.W. Smits (2006), *Transactiekosten in agrobiodiversiteitsbeleid. Een analyse van oplossingsrichtingen in Nederland en Engeland*, Den Haag: LEI.
- Hoek, D.-J. van der, M. Smit, S. van Broekhoven, A. van Hinsberg, P. Giesen, H. Bredenoord, R. Pouwels, B. de Knecht, F. van Gaalen, A. de Blaeij, S. Mylius & R. Folkert (2017), *Potentiële bijdrage van provinciaal natuurbeleid aan Europese biodiversiteitsdoelen. Achtergrondrapport Lerende evaluatie van het Natuurpact*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Hoek, D.-J. van der, B. de Knecht & P. Giesen (2020), *Bijdrage van herstelmaatregelen aan verbeteren biodiversiteit in het Natuurnetwerk. Achtergrondrapport lerende evaluatie van het Natuurpact*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Hoste, R., P.L.M. van Horne, A.C.G. Beldman, R.H.M. Bergevoet & C.H.G. Daatselaar (2021), *Aantrekkelijkheid van deelname door veehouders aan een beoogde Lbv. Analyse voor het ontwerp van de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties (Lbv)*, Wageningen: Wageningen Economic Research.
- IPO & LNV (2020), *Uitvoeringsprogramma Natuur*, Den Haag: Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Kleijn, D. (2012), *De effectiviteit van agrarisch natuurbeheer*, Wageningen: Alterra.
- Koopmans, C., R. Kleijberg, C. Cornelissen, D. Fischer & A. Jongeling (2021), *Beleidsdoorlichting Natuur en biodiversiteit 2015-2019: Doeltreffendheid en doelmatigheid van artikel 12 van de begroting van het Ministerie van LNV*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.
- KWIN (2018), *Kwantitatieve Informatie Veehouderij 2018-2019*, Wageningen: Wageningen Livestock Research.
- Lastra-Bravo, X.B., C. Hubbard, G. Garrod, & A. Tolón-Becerra (2015), 'What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes?: Results from a qualitative meta-analysis', *Environmental Science & Policy*, 54: 1-9.
- Leneman, H., R. Michels, P. van der Wielen, D.A. Oudendag, J.F.M. Helming, W. van Deursen & A.J. Reinhard (2012), *Economisch perspectief van de PAS. Baten en kosten van de Programmatische Aanpak Stikstof in Natura 2000-gebieden*, Den Haag: LEI.
- LVN (2020), *Voortgang stikstofproblematiek: structurele aanpak, Kamerbrief van 24 april 2020*, Den Haag: Ministerie van LVN
- LVN & IPO (2022), *Achtste Voortgangsrapportage Natuur; Natuur in Nederland. Stand van zaken eind 2021 en ontwikkelingen in 2022*, Den Haag: Ministerie van LVN.
- Ma, S., S.M. Swinton, F. Lupi & C. Jolejole-Foreman (2012), 'Farmers' willingness to participate in Payment-for-Environmental-Services programmes', *Journal of Agricultural Economics*, 63(3): 604-626.
- Michels, R., M.J. Voskuilen, W.H.G.J. Hennen & P.C. Roebeling (2022), *Actualisatie normkosten natuur ten behoeve van kostenberekeningen*, Wageningen: Wageningen Economic Research.
- Ogink, G. & J. van Vliet (2005), *Regeling Beëindiging Veehouderijtakken (RBV): Eindevaluatie*, Den Haag: Ministerie van LVN.
- Otten, M.B.J. & L.C. den Boer (2013), *Subsidieregeling binnenvaart Rotterdam. Effectiviteit NO_x-reductie*, Delft: CE Delft.
- PBL (2008), *Kwaliteit voor later. Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water*, Bilthoven: Planbureau voor de Leefomgeving.
- PBL (2020), *Emissieramingen Luchtverontreinigende Stoffen. Rapportage bij de Klimaat- en Energieverkenning 2019*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- PBL & WUR (2017), *Lerende evaluatie van het Natuurpact. Naar nieuwe verbindingen tussen natuur, beleid en samenleving*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

- PBL & WUR (2020), *Lerende evaluatie van het Natuurpact 2020. Gezamenlijk de puzzel leggen voor natuur, economie en maatschappij*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- PBL, WUR & RIVM (2024), *Voortgang en effecten van natuur- en stikstofmaatregelen: synthesesrapport. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving, Wageningen: Wageningen University & Research, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Polman, N.B.P., H. Leneman, R. Michels, P. van der Wielen, D.A. Oudendag en S. Reinhard (2013), *Sociaaleconomisch perspectief van de PAS: Provinciale, regionale en plaatselijke effecten voor Overijssel*, Wageningen: LEI.
- Pouwels, R., G.W.W. Wamelink, M.H.C. van Adrichem, R. Jochem, R.M.A. Wegman & B. de Knecht (2017), *MetaNatuurplanner v4.0 - Status A. Toepassing voor Evaluatie Natuurpact*, Wageningen: Wageningen University & Research.
- Reinds, G.J., W.F.A. van Dijk, M.J.J. 't Hoen, I.H. Stammes, D.P. Stroeken, T.C.A. Cals, J. van Os, W.A. Marra & S.B. Hazelhorst (2024), *Voortgang stikstofbronmaatregelen en effecten in 2030. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Wageningen: Wageningen University & Research, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Reinhard, S., R. Jongeneel, M. van Alphen, L. Vissers, M. Selten, R. Michels & C. de Vries (2022), *Doorwerking Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering. Sociaaleconomische analyse van bron- en natuurherstelmaatregelen*, Wageningen: Wageningen Economic Research.
- Rekenkamer Zeeland (2018), *Bestuurlijke Nota; Natuurbeheer in Zeeland; Onderzoek naar de doelmatigheid en de doeltreffendheid van het beleid voor het beheer en de bescherming van natuurgebieden in Zeeland*, Middelburg: Rekenkamer Zeeland.
- Roebeling P.C., R. Michels, N. Polman & H. Chouchane (te verschijnen), *Derde lerende evaluatie natuurpact: Reflectie en projectie voortgang ontwikkelingsopgaven natuur. Lessen voor de Derde Lerende Evaluatie Natuurpact (LEN3)*, Wageningen: Wageningen Economic Research.
- RIVM (2021), *Bijdrage aan de stikstofdepositie in de natuur vanuit de industrie, het verkeer en de consumenten*, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- RIVM (2023), *Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2023. Monitoring van de Wet stikstofreductie en natuurverbetering*, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Ros, G.H., W. de Vries, R. Jongeneel & M. van Ittersum (2023), *Gebieds- en bedrijfsgerichte handelingsperspectieven voor een duurzame landbouw in Nederland*, Wageningen: Wageningen University and Research.
- Schoots, K. & P. Hammingh (2019), *Klimaat- en Energieverkenning 2019*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- SEO (2019), *Beleidsdoorlichting Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL)*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek en Arcadis.
- Sierdsema, H. & C. Kampichler (2020), *Verandering Natuurkwaliteit broedvogels, technische rapportage*, Nijmegen: SOVON.
- Somanathan, E., Prabhakar, R., & Mehta, B. S. (2009), 'Decentralization for cost-effective conservation', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(11), 4143-4147.
- Smits, N.A.C., P.J.H. Mathijssen, S.W.M. Poppeliers, J.B. Visser & A.M. Schmidt (2024), *Voortgang en effecten van natuurmaatregelen. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Wageningen: Wageningen University & Research.

- Sparrius, L.B., H. Sierdsema, C. Kampichler & D.D. van der Hak (2020), *Verspreidingskaarten voor het bepalen van veranderingen in de Natuurkwaliteit (flora)*, Nijmegen: FLORON.
- Swaay, C.A.M. van (2019), *Verandering natuurkwaliteit dagvlinders. Technische rapportage*, Wageningen: De Vlinderstichting.
- Thiermann, I. & T. Bittmann (2023), 'Should I stay or should I go? The impact of nature reserves on the survival and growth of dairy farms', *Journal of Environmental Management*, 328: 116993.
- Tieben, B., N. Koeman, D. Brands, M. Blom, W. van Santen & E. Schep (2023), *Evaluatie Energie-investeringsaftrek 2017-2021*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.
- Trienekens, S.J., R. Plantinga, M.J. Vink, D. Boezeman & S. van Berkum (2024), *Sociaaleconomische effecten van stikstof- en natuurmaatregelen. Monitoring en evaluatie van het Programma Stikstofreductie en Natuurverbetering*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving, Wageningen: Wageningen University & Research.
- Vollebergh, H. (2020), *De energie-investeringsaftrek: freeriding binnen de perken*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H.R.J. & G. Renes (2019), *Leidraad milieubeleidsinstrumenten: Sturing binnen kaders. Op zoek naar effectieve milieubeleidsinstrumenten*, Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
- Vollebergh, H., E. van der Werf & J. Vogel (2023), 'A descriptive framework to evaluate instrument packages for the low-carbon transition', *Ecological Economics*, 205: 107717.
- VROM (1998), *Kosten en baten in het milieubeleid. Definities en berekeningsmethoden*, Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- VROM (2004), *Handreiking voor monitoring en evaluatie van klimaatmaatregelen*, Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Weel, B. ter, Janssen, M., Bijlsma, M., & De Boer, P. J. (2022), *Durf te leren, ga door met meten: Op zoek naar kaders en methoden voor de evaluatie van systeem-en transitiebeleid*, Den Haag: Ministerie van Economische Zaken en Klimaat.
- Westerink, J., Stortelder, A.H.F., Ottburg, F.G.W.A., de Boer, T.A., Schrijver, R.A.M., de Vries, C.K., Plomp, M., Smolders, E.A.A., Eysink, A.T.W. & Bulten, G.H. (2013), *Boeren voor Natuur: hoe werkt het en wat levert het op?*, Wageningen: Alterra.