



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen  
TECHNISCH RAPPORT



## Hoofdstuk 12

# Ecosysteemdienst wildbraadproductie

*Thomas Scheppers, Jim Casaer*

**Auteurs:**

Thomas Scheppers, Jim Casaer, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Brussel  
Kliniekstraat 25, 1070  
www.inbo.be

**e-mail:**

Thomas.Scheppers@inbo.be

**Wijze van citeren:**

Scheppers T., Casaer J. (2014). Hoofdstuk 12 - Ecosysteemdienst wildbraadproductie. (INBO.R.2014.1988003). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.

**D/2014/3241/155**

**INBO.R.2014.1988003**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Boksende hazen (Yves Adams)

De andere hoofdstukken van het Natuurrapport 'Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen - Technisch rapport' kunt u raadplegen op [www.nara.be](http://www.nara.be).

# **Hoofdstuk 12 – Ecosysteemdienst wildbraadproductie**

**Thomas Scheppers, Jim Casaer**

INBO.R.2014.1988003

## Hoofdpijnen

- Ecosystemen in Vlaanderen ondersteunen de productie van wildsoorten. Deze worden zowel voor recreatieve doeleinden als voor de consumptie van hun vlees bejaagd. Daarnaast worden bepaalde wildsoorten ook bejaagd om mogelijke negatieve gevolgen (schade, overlast, predatie, ...) van hun aanwezigheid te beperken. In dit hoofdstuk wordt enkel het gebruik van wildsoorten als voedsel besproken.
- In Vlaanderen zijn ongeveer 12 000 jagers actief. Jaarlijks doden zij ruim 800 000 dieren, goed voor een totaal gewicht van naar schatting 720 000 kg wildbraad. De waarde hiervan bedraagt voor de jager ongeveer 1 861 000 euro. Omdat de vraag naar wildbraad groter is dan wat de jachtsector in Vlaanderen aanlevert, wordt wildbraad ook geïmporteerd.
- Wildsoorten stellen elk specifieke eisen aan hun leefgebied. Daarnaast zijn ze zeer mobiel en kan hun leefgebied verschillen tijdens het jaar. Voor de levering van de ecosysteemdienst komen dus meerdere ecosystemen in aanmerking. In welke mate de individuele wildsoorten voorkomen, kan sterk verschillen tussen de ecosystemen. Grofwild (wild zwijn en ree) verkiest eerder bos- en moerasgebieden, terwijl kleinwild (o.a. patrijs en haas) meer in agrarisch gebied voorkomt. Waterwild (o.a. wilde eend) is gebonden aan de aanwezigheid van waterpartijen.
- Op basis van de afschotstatistiek neemt de ecosysteemdienst af in Vlaanderen. De populatiedaling van een aantal wildsoorten door o.a. intensivering van de landbouw, afname van de kwaliteit van het leefgebied en toegenomen predatiedruk, en een gewijzigde jachtwetgeving, liggen aan de basis van het lagere afschot. De recente kolonisatie en sterke toename van wild zwijn beperkt zich actueel voornamelijk tot de provincie Limburg. De bijdrage van wild zwijn aan de ecosysteemdienst is op dit moment eerder beperkt.
- Het gebruik van de ecosysteemdienst (afschot) wordt in belangrijke mate geregeld door de jachtwetgeving. Deze voorziet o.a. in subsidies voor biotoopverbeteringsmaatregelen die specifiek gericht zijn op de ondersteuning van wildsoorten. Ook de natuurwetgeving heeft een impact op het gebruik (waar wel en waar niet mag gejaagd worden) alsook op het aanbod van de dienst (bescherming van het leefgebied). Door subsidiëring van het beheer van natuurgebieden, ondersteunt deze wetgeving indirect ook de wildsoorten.
- Bepaalde wildsoorten veroorzaken schade aan landbouwgewassen en jonge bomen. Hierdoor komt de ecosysteemdienst in conflict met andere diensten zoals voedsel- en houtproductie. Door populaties van soorten die schade veroorzaken onder controle te houden, heeft het gebruik van de dienst (afschot) ook een regulerende functie. Het gebruik van de dienst is daarnaast nauw verwant met een culturele ecosysteemdienst, namelijk de mogelijkheid om recreatief te jagen. Er kan daarbij een conflict ontstaan met andere vormen van recreatieve buitenactiviteiten.
- De grootste kennislacune is het gebrek aan cijfermateriaal, zowel over de wildpopulaties als over de socio-economische aspecten van de ecosysteemdienst. Het verzamelen van basisgegevens om (i) een inzicht te krijgen in de relaties tussen het voorkomen van wildsoorten en biotopen en het landgebruik, (ii) de impact van het gebruik van de ecosysteemdienst op de populatiedynamiek na te gaan en (iii) zicht te krijgen op het economisch belang van wildbraad in Vlaanderen, is hierbij prioritair.

# Inhoudsopgave

<b>Hoofdpijnen</b> .....	<b>4</b>
<b>Inhoudsopgave</b> .....	<b>5</b>
<b>Inleiding en leeswijzer</b> .....	<b>6</b>
<b>1. Omschrijving van de ESD</b> .....	<b>8</b>
1.1. Omschrijving .....	8
1.2. ESD-cyclus .....	10
1.3. Actoren .....	12
<b>2. Actuele Toestand ESD</b> .....	<b>14</b>
2.1. Aanbod .....	14
2.2. Vraag .....	15
2.3. Gebruik.....	16
<b>3. Trend van de ESD</b> .....	<b>18</b>
<b>4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD</b> .....	<b>21</b>
4.1. Indirecte drivers .....	22
4.2. Directe drivers .....	24
<b>5. Impact op biodiversiteit en milieu</b> .....	<b>25</b>
<b>6. Maatschappelijk welzijn en waardering</b> .....	<b>26</b>
<b>7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik</b> .....	<b>29</b>
7.1. Interacties met dezelfde ecosysteemdienst.....	29
7.2. Interacties met andere ecosysteemdiensten .....	29
7.3. Interacties buiten Vlaanderen .....	30
7.4. Maxima en voorwaarden voor het duurzaam gebruik .....	30
7.5. Impacts maximaliseren/minimaliseren .....	30
<b>8. Kennislacunes</b> .....	<b>31</b>
<b>Lectoren</b> .....	<b>33</b>
<b>Referenties</b> .....	<b>34</b>



## Inleiding en leeswijzer

De volgende natuurrapporteringen vormen samen een ecosysteem assessment voor Vlaanderen, dat in drie fasen wordt uitgewerkt. In een eerste fase wordt een synthese gemaakt van de beschikbare kennis over ecosystemen en de diensten die ze leveren in Vlaanderen (NARA-T). In fase 2 worden bestaande beleidskaders kritisch geëvalueerd i.f.v. ecosysteemdiensten (NARA-B) en in de laatste fase worden mogelijke toekomstscenario's voor groene infrastructuur en ecosysteemdiensten verkend (NARA-S). Elk van die fasen leidt tot een bijzonder product. De verschillende producten worden inhoudelijk op elkaar afgestemd.

NARA-T biedt een overzicht van de voordelen die we als maatschappij van de natuur ontvangen, hoe die voordelen gewaardeerd worden en welke mechanismen de levering van die voordelen beïnvloeden. De focus ligt op het ecosysteemdienstenconcept. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn de voordelen die de samenleving van ecosystemen ontvangt onder de vorm van materiële en immateriële goederen en diensten (bv. voedsel, veiligheid, gezondheid). De maatschappelijke effecten hiervan beïnvloeden de omvang en de verdeling van onze economische welvaart en ons maatschappelijk welzijn.

NARA-T bestaat uit een uitgebreid technisch rapport en een syntheserapport. Het technisch rapport is een wetenschappelijk achtergronddocument en bestaat uit twee delen: 16 ESD-hoofdstukken en 10 overkoepelende hoofdstukken. In de 16 ESD-hoofdstukken worden de belangrijkste ecosysteemdiensten in Vlaanderen besproken: waterproductie, houtproductie, voedselproductie, wildbraadproductie, productie van energiegewassen, regulatie van waterkwaliteit, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van het globaal klimaat, behoud van de bodemvruchtbaarheid, bestuiving, plaagbeheersing, regulatie van erosierisico en groene ruimte voor buitenactiviteiten. Deze 16 ESD-hoofdstukken vormen de kennisbasis voor de 10 overkoepelende hoofdstukken, waarin antwoorden worden gezocht op de belangrijkste onderzoeksvragen van NARA-T. Het syntheserapport vat voor een brede doelgroep de belangrijkste bevindingen van het technisch rapport samen en formuleert de aanbevelingen voor het beleid.

NARA-T is opgebouwd rond een conceptueel raamwerk, de ESD-cyclus, dat de interacties tussen mensen en ecosystemen en het belang van ecosystemen voor welvaart en welzijn duidelijk maakt. Dit raamwerk moet helpen de logica en de verhaallijn van NARA-T duidelijk te maken en moet daarnaast een zekere eenvormigheid in de ESD-hoofdstukken tot stand brengen om de analyses in de overkoepelende hoofdstukken te faciliteren. Elk van de 16 ESD-hoofdstukken wordt uitgewerkt a.d.h.v. dit raamwerk. Daarbij wordt de ruimte gelaten om, afhankelijk van de beschikbare kennis en data en gangbare visies op het onderwerp, per hoofdstuk aparte accenten te leggen. Dit raamwerk en de voornaamste begrippen worden uitvoerig besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport.

Het voorliggende hoofdstuk is een onderdeel van het technisch rapport en bespreekt de **ESD 'wildbraadproductie'**. Daarmee wordt de productie van wilde diersoorten bedoeld, die als voedsel voor de mens gebruikt worden. De jacht op deze soorten is een essentiële schakel in de omzetting van deze dienst in voedsel. Jacht speelt echter nog een andere rol naast de levering van wildbraad voor de consument. Het recreatieve aspect ervan is, zeker in Vlaanderen, een belangrijke motivatie voor het afschot van wildsoorten. De productie van wilde diersoorten draagt dus zowel bij aan producerende diensten (voedsel) als aan culturele diensten (recreatie). In dit hoofdstuk beperken we ons echter tot de bijdrage aan de productie van voedsel (wildbraad).

Inhoudelijk steunt dit hoofdstuk op de ESD-cyclus en het begrippenkader dat gepresenteerd wordt in hoofdstuk 2. Voor de concrete uitwerking ervan, werd het raamwerk echter gespecificeerd voor de ESD wildbraadproductie (Figuur 1). De paragrafen van dit hoofdstuk behandelen de verschillende onderdelen van het conceptueel raamwerk. In **paragraaf 1** wordt de ecosysteemdienst omschreven en gekaderd in de Vlaamse context en wordt de ESD-cyclus kort toegelicht i.f.v. de besproken dienst. Daarnaast worden de structuren en processen binnen de ecosystemen besproken die de levering van de dienst bepalen en worden de beheerders en gebruikers van de dienst geïdentificeerd.

**Paragraaf 2** beschrijft de actuele toestand van de ecosysteemdienst en tracht via het beschikbare kaartmateriaal een beeld te schetsen van de vraag, het aanbod en het gebruik van de dienst in Vlaanderen. **Paragraaf 3** bespreekt, waar de beschikbare gegevens het toelaten, de trend in het aanbod, vraag en gebruik van de ecosysteemdienst in Vlaanderen gedurende de voorbije 20 jaar ( $\pm$  sinds 1990).

In **paragraaf 4** bespreken we hoe en in welke mate directe en indirecte drivers het aanbod van en de vraag naar de ecosysteemdienst beïnvloeden. Indirecte drivers zijn factoren die geen rechtstreeks effect op de ecosysteemprocessen hebben, maar die wel beïnvloeden via directe drivers. Directe drivers werken rechtstreeks in op ecosysteemprocessen en veroorzaken meestal een meetbare fysische verandering in het ecosysteem en via deze weg op het aanbod van diensten door die ecosystemen. Het gebruik en optimalisering van ecosysteemdiensten kan via de directe drivers een impact hebben op het milieu en de biodiversiteit. **Paragraaf 5** bespreekt in welke mate het gebruik van de ecosysteemdienst de biodiversiteit beïnvloedt.

De baten die ecosysteemdiensten genereren, dragen bij aan onze economische welvaart en aan het maatschappelijk welzijn. Aan die baten wordt een zeker belang, of een bepaalde appreciatie of waarde toegekend. In **paragraaf 6** worden de belangrijkste baten van de ecosysteemdienst geïdentificeerd en wordt besproken in welke mate ze een bijdrage leveren aan de verschillende welzijns- en welvaartscomponenten. Daarnaast wordt ook besproken hoe dit welzijnseffect kan ingeschat worden (monetair/niet-monetair) en wat de gevolgen zijn van een keuze voor één bepaalde waarderingsmethode voor de interpretatie van het belang van de ecosysteemdienst.

In **paragraaf 7** wordt onderzocht of en in welke mate het gebruik van de dienst een impact heeft op de huidige en toekomstige levering van zowel dezelfde als andere ecosysteemdiensten. Hierbij wordt gekeken naar interacties tussen de besproken en andere ecosysteemdiensten op verschillende ruimtelijke schaalniveaus en doorheen de tijd.

**Paragraaf 8** ten slotte geeft een overzicht van de kennis die ontbreekt voor het kwantificeren, in kaart brengen en waarderen van de ecosysteemdienst.

# 1. Omschrijving van de ESD

## 1.1. Omschrijving

Het onderhouden van wildsoorten door een biotoop is een *ecosysteefunctie* die resulteert in een *producerende ecosysteefdienst* vermits het wildbraad van deze soorten geconsumeerd kan worden door de mens. Wildbraad verwijst hierbij naar het vlees van gedode wildsoorten die in de vrije natuur voorkomen. Het voordeel van deze ecosysteefdienst voor het maatschappelijk welzijn bestaat dus uit het voorzien van voedsel. Daarnaast biedt de ecosysteefdienst secundaire baten aangezien wildbraad een laag vetgehalte heeft, in het bijzonder van de verzadigde vetten, waardoor het een positief effect heeft op de gezondheid. Tenslotte komt wildbraad vaak in aanmerking als korte keten voedsel door de directe levering door jagers van kleine hoeveelheden wild of vlees van wild aan de consument of de lokale detailhandel. Korte keten voedsel biedt verschillende voordelen, zowel op ecologisch vlak (voedselkilometers, transport van voeding), op economisch vlak (eerlijke prijs voor producent en consument, regionale economie) en op sociaal vlak (lokale contacten, samenwerking) (Cazaux G., 2010).

Deze ecosysteefunctie resulteert daarnaast in een culturele ecosysteefdienst, namelijk de mogelijkheid om op deze wildsoorten recreatief te jagen. Op deze ecosysteefdienst wordt in dit hoofdstuk niet verder in gegaan, aangezien hier enkel de producerende ecosysteefdienst besproken wordt. Daarnaast kan de ecosysteefunctie resulteren in bont en dons, dat verwerkt kan worden in o.a. kleding, dekbedden en schoeisel. In Vlaanderen is deze vorm van gebruik van de ecosysteefunctie zo goed als onbestaande, waardoor de producerende ecosysteefdienst zich hier beperkt tot wildbraad.

Welke diersoorten als wild beschouwd worden, is wettelijk bepaald in artikel 3 van het Jachtdecreet van 1991. In totaal worden 39 soorten als wild opgesomd (Tabel 1). De jacht op een aantal van deze soorten is echter niet meer geopend, waardoor deze soorten dus niet opgenomen worden bij deze ecosysteefdienst. Welke soorten van het Jachtdecreet bejaagd kunnen worden en in welke periode, wordt bepaald in een vijfjaarlijks besluit van de Vlaamse regering. In het besluit voor de periode 2013-2018, werd de jacht op 17 wildsoorten geopend. Vos en verwilderde kat worden echter niet gebruikt voor consumptie, waardoor deze soorten niet in aanmerking komen voor deze ecosysteefdienst (zie Tabel 1). Ook moeflon (*Ovis musimon*) komt niet in aanmerking voor de ecosysteefdienst. De jacht op moeflon is wel geopend, maar er is in Vlaanderen geen populatie van deze soort aanwezig. In totaal beschouwen we dus 14 soorten als wildsoort voor de producerende ecosysteefdienst wildbraadproductie: edelhert, ree, damhert, wild zwijn, haas, fazant, patrijs, wilde eend, smient, grauwe gans, Canadese gans, kievit, houtduif en konijn (zie Tabel 1). Hierbij merken we op dat naast de wettelijke wildsoorten, een aantal soorten geschoten kunnen worden om de veiligheid van het luchtverkeer te garanderen, om belangrijke schade aan professioneel geteelde gewassen en aan de professionele fruitteelt te voorkomen, of ter bescherming van fauna en dit volgens de regelgeving in het Soortenbesluit. Het gaat om o.a. kraai, gaai, ekster, kauw en spreeuw. Deze soorten worden niet gebruikt voor consumptie, waardoor ze niet opgenomen worden voor deze ecosysteefdienst. Het afschot van deze en mogelijk ook andere soorten, speelt door het verminderen van wildschade wel een rol in de ecosysteefdienst voedselproductie.



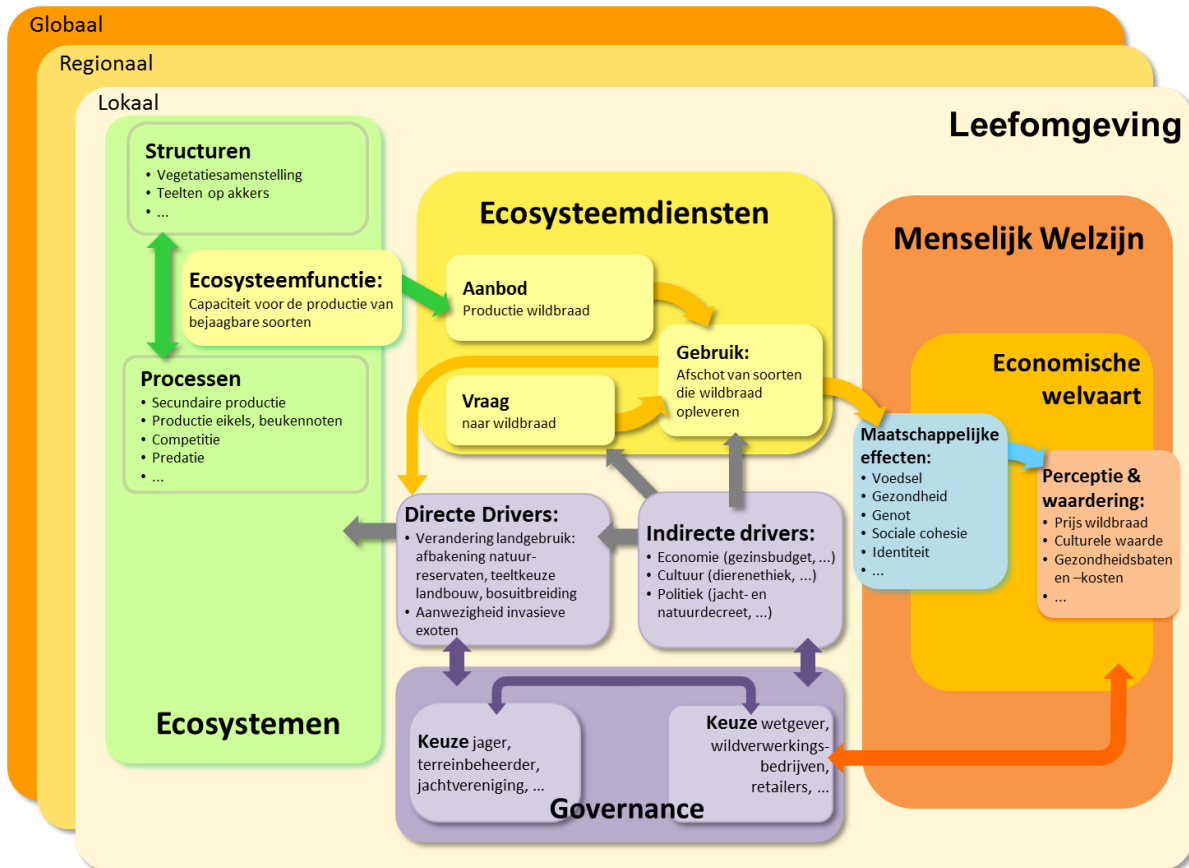
**Tabel 1.** Overzicht van de soorten die in het Jachtdecreet als wild worden beschouwd in Vlaanderen, waarbij per soort wordt aangegeven of deze bejaagbaar is, als wildbraad gebruikt wordt, en in de handel gebracht kan worden.

Jachtdecreet	Jachtopeningsbesluit 2013-2018	Consumptie	Verhandelbaar
<b>a) Grof wild</b>			
edelhert ( <i>Cervus elaphus</i> )	x	x	x
ree ( <i>Capreolus capreolus</i> )	x	x	x
damhert ( <i>Dama dama</i> )	x	x	x
moeflon ( <i>Ovis musimon</i> )*	x		
wild zwijn ( <i>Sus scrofa</i> )	x	x	x
<b>b) Klein wild</b>			
haas ( <i>Lepus europaeus</i> )	x	x	x
fazant ( <i>Phasianus colchicus</i> )	x	x	x
korhoender ( <i>Lyrurus tetrix</i> )			
patrijs ( <i>Perdix perdix</i> )	x	x	x
<b>c) Waterwild</b>			
wilde eend ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	x	x	x
krakeend ( <i>Anas strepera</i> )			
slobeend ( <i>Anas clypeata</i> )			
kuifeend ( <i>Aythya fuligula</i> )			
tafeleend ( <i>Aythya ferina</i> )			
pijlstaart ( <i>Anas acuta</i> )			
wintertaling ( <i>Anas crecca</i> )			
smient ( <i>Anas penelope</i> )	x	x	
grauwe gans ( <i>Anser anser</i> )	x	x	x
rietgans ( <i>Anser fabalis</i> )			
watersnip ( <i>Gallinago gallinago</i> )			
meerkoet ( <i>Fulica atra</i> )			
toppereend ( <i>Aythya marila</i> )			
kolgans ( <i>Anser albifrons</i> )			
kleine rietgans ( <i>Anser brachyrhynchus</i> )			
Canadese gans ( <i>Branta canadensis</i> )	x	x	x
waterhoen ( <i>Gallinula chloropus</i> )			
kievit ( <i>Vanellus vanellus</i> )	x	x	
zomertaling ( <i>Anas querquedula</i> )			
bokje ( <i>Lymnocyptes minimus</i> )			
goudplevier ( <i>Pluvialis apricaria</i> )			
<b>d) Overig wild</b>			
houtduif ( <i>Columba palumbus</i> )	x	x	x
konijn ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> )	x	x	x
vos ( <i>Vulpes vulpes</i> )	x		
verwilderde kat ( <i>Felis catus</i> )	x		
bunzing ( <i>Putorius putorius</i> )			
hermelijn ( <i>Mustela erminea</i> )			
wezel ( <i>Mustela nivalis</i> )			
boomarter ( <i>Martes martes</i> )			
steenarter ( <i>Martes foina</i> )			

\* In Vlaanderen komen geen populaties meer voor van moeflon, waardoor de soort niet in aanmerking komt voor de ecosysteemdienst.

## 1.2. ESD-cyclus

De ESD-cyclus in Figuur 1 beschrijft schematisch hoe ecosystemen en hun diensten bijdragen aan ons welzijn en onze economische welvaart, en hoe de waardering van die bijdragen een invloed heeft op hoe we als individu of maatschappij met die ecosystemen omgaan. Deze cyclus wordt in detail besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport. Hieronder wordt de cyclus enkel bondig besproken.



**Figuur 1.** De ESD cyclus voor de productie van wildbraad. Zie hoofdstuk 2 (conceptueel raamwerk) voor een gedetailleerde bespreking van het schema (gebaseerd op Haines-Young & Potschin, 2013).

De biotische en abiotische elementen van een **ecosysteem** en de interacties ertussen, bepalen welke wildsoorten er in een bepaald ecosysteem kunnen voorkomen en in welke mate een ecosysteem de ecosysteefunctie kan vervullen. Voor voedsel, rustplaatsen en interacties met andere soorten (vb. predatie) of soortgenoten (vb. intraspecifieke competitie) stellen wildsoorten verschillende eisen aan de samenstelling van een ecosysteem.

De ecosysteefunctie die het ecosysteem vervult, bestaat uit het produceren en ondersteunen van wildpopulaties door te voorzien in voedsel en rust- en schuilplaatsen voor de dieren en door de mogelijkheden te bieden voor voortplanting en het opgroeien van de nakomelingen (Reimoser et al., 2006).

Belangrijk daarbij is dat mensen integraal deel uitmaken van die ecosystemen. De mens interageert met zijn omgeving en bepaalt daardoor mee waar en hoe de ecosysteemdienst geleverd wordt. Aangezien de wildsoorten in een brede waaier van ecosystemen kunnen voorkomen, zijn veel grondeigenaren betrokken bij deze ecosysteemdienst. Terreinbeheerders kunnen een belangrijke impact hebben op de ecosysteefunctie door het wijzigingen van de samenstelling van het ecosysteem en van de processen hierbinnen. Ook andere menselijke en natuurlijke factoren kunnen een impact hebben op de structuur van het ecosysteem en de hieraan gekoppelde ecosysteefunctie. Die beïnvloedingsprocessen wordt samengevat in een set van **directe en indirecte drivers**. Directe drivers zijn factoren en processen die op lokale, regionale of

globale schaal rechtstreeks veranderingen teweegbrengen in ecosystemen en in de daaruit voortvloeiende ecosysteefuncties en -diensten (bv. verstedelijking of klimaatverandering). Aan de basis van die directe drivers ligt een complex van indirecte drivers (bv. bevolkingstoename of culturele verschuivingen), die op elkaar en op de directe drivers inwerken. De directe en indirecte drivers bepalen niet alleen het aanbod van, maar ook de vraag naar ecosysteefuncties. Zo zal een toenemende verstedelijking er niet alleen voor zorgen dat de druk op de groene ruimte toeneemt, bijvoorbeeld door de uitbreiding van woongebieden, maar ook dat er verschuivingen optreden in de maatschappelijke perceptie van jacht, wat de vraag en/of het gebruik van de dienst kan beïnvloeden.

Wanneer er op een bepaalde plaats een vraag naar een ecosysteefunctie is, kan de ecosysteefunctie gebruikt worden en worden er **batens** gegenereerd. Om gebruik te kunnen maken van de ecosysteefunctie wildbraadproductie, dienen de dieren eerst gedood te worden. Met uitzondering van een beperkt aantal dieren dat door overheidsmedewerkers gedood wordt in het kader van bestrijding, wordt wild in Vlaanderen gedood door jagers met een jachtverlof. In Vlaanderen beschikken ongeveer 12.000 jagers over dergelijk jachtverlof, dat hen toelaat om wild te doden (Meiresonne & Turkelboom, 2012).

Wanneer de dieren gedood zijn, kan het wildbraad geconsumeerd worden. De voedingswaarde van het wildbraad vormt de directe batens voor de mens.

Onze eigen persoonlijke kenmerken en de invloeden vanuit onze omgeving bepalen op welke wijze we de maatschappelijke effecten (batens) van ecosysteefuncties waarnemen en **waarderen**. De waarde die de mens hieraan hecht kan uitgedrukt worden in monetaire termen. Voor de ecosysteefunctie 'wildbraadproductie' kan dit op basis van de prijs die de jager zou krijgen voor het wildbraad (zie 6), of op basis van de prijs die de consument bereid is te betalen voor het verwerven van een stuk wild voor consumptie (zelf bereiden of op restaurant). De batens van de dienst kunnen daarnaast ook uitgedrukt worden in niet-monetaire termen, zoals culturele waarden of belevingswaarden.

De waardering heeft een invloed op de keuzes die de actoren maken (**governance**). Die keuzes bepalen direct en indirect hoe we de ecosystemen, al dan niet i.f.v. ecosysteefuncties, beheren. De wisselwerking tussen alle actoren zal uiteindelijk bepalen welk beleid of welke beslissing de voorkeur krijgt en welke ingrepen op het terrein uitgevoerd worden.

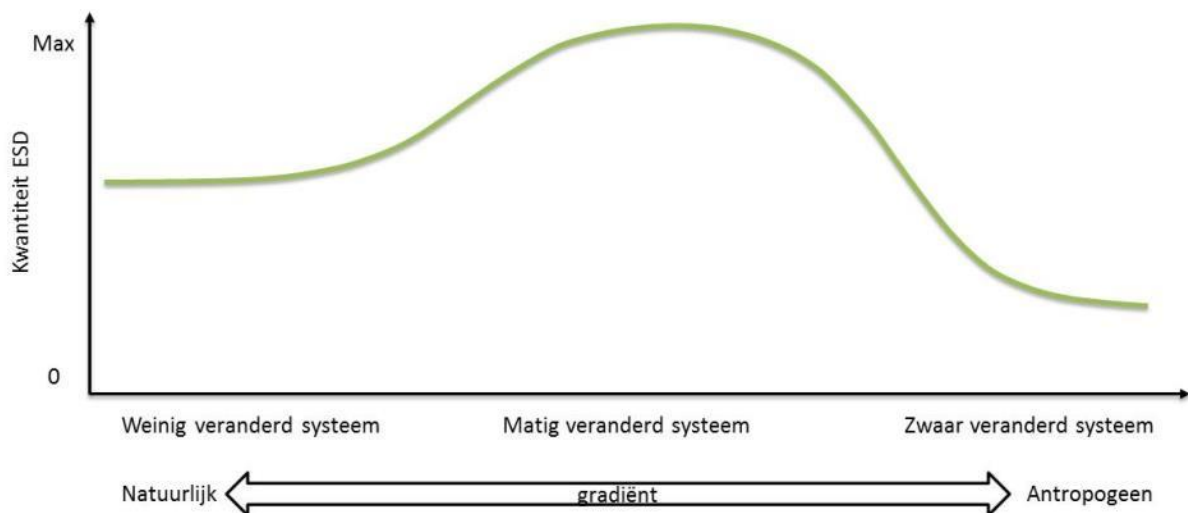
### 1.2.1. Ecosystemen en ecosysteefuncties

Dit stuk legt de focus op het eerste deel van de ESD-cyclus: hoe dragen ecosystemen bij aan de productie van wildbraad en welke structuren en processen spelen daarin een rol?

Verschiedende ecosystemen komen in aanmerking voor het leveren van de ecosysteefunctie wildbraadproductie. De abundantie van de verschillende wildsoorten in een bepaald ecosysteem hangt af van de geschiktheid van dat ecosysteem voor deze soorten. Wildsoorten stellen elk specifieke eisen aan hun leefgebied. Daarnaast zijn ze zeer mobiel en kan hun leefgebied verschillen tijdens het jaar. Hierdoor kan geen rechtstreekse of eenduidige relatie gelegd worden tussen het type biotoop en de mate waarin de ecosysteefunctie kan geleverd worden. Wat de habitatvereisten betreft, kan ruw gesteld worden dat soorten in meer of mindere mate zullen voorkomen in bepaalde habitats (zie bijvoorbeeld Reimoser *et al.*, 2006 voor meer info). Zo komen reeën en wilde zwijnen het meest voor in bosgebieden, ruigten en moerasgebieden die dekking en rust bieden voor deze soorten. Ook de aanwezigheid van water is voor wilde zwijnen belangrijk. Agro-ecosystemen, grenzend aan deze natuurlijke ecosystemen, worden door deze diersoorten vaak gebruikt om te foerageren.

Waterwild komt vooral voor in ecosystemen met waterpartijen. Dat kunnen zowel natuurlijke als door de mens gecreëerde (bv. spaarbekkens) waterpartijen zijn. Haas en patrijs zijn typische soorten van het agrarisch landschap. Toenemende grootschaligheid en verdere intensivering van de landbouw zijn negatief voor de aanwezigheid van beide soorten in dergelijke agro-ecosystemen. De productie van wildbraad van haas en patrijs neemt er daardoor af. Fazant, konijn en houtduif kiezen een gemengd ecosysteem met een afwisseling van kleine (semi-)natuurlijke biotopen (populierenaanplant, bosjes, struwelen, ...), akkers en graslanden.

De levering van de ecosysteefunctie wildbraadproductie is maximaal voor ecosystemen die door menselijke ingrepen matig veranderd zijn. In volledig natuurlijke ecosystemen neemt de levering af, terwijl in systemen waar ecologische processen geweerd of geneutraliseerd worden algemeen gesteld kan worden dat de beschikbaarheid van wild er minimaal is (Braat & Brink, 2008; Smith, 2010) (Figuur 2).



**Figuur 2.** De kwantiteit van de ecosystemedienst wildbraadproductie in functie van de menselijke veranderingen van het ecosysteem (naar Braat & Brink, 2008 en Smith, 2010).

Naast de geschiktheid van het biotoop, spelen ook andere processen in het ecosysteem een rol bij het voorkomen van wildsoorten. Belangrijk hierbij is de interactie met soortgenoten (vb. territorialiteit) en met andere soorten (bv. predatie, competitie, facilitatie). Ook (mede)gebruik van het biotoop door de mens kan een impact hebben op de lokale densiteiten van de verschillende wildsoorten. Voorbeelden hiervan zijn gedragsveranderingen van de dieren en het verspreiden van pestsoorten en pathogenen (zie overzicht Marzano & Dandy, 2012).

De mate waarin een wildsoort in een bepaald ecosysteem voorkomt, is niet alleen afhankelijk van de aanwezigheid van andere planten- en diersoorten (biodiversiteit). Ook de structuur van het ecosysteem speelt een belangrijke rol. Hierdoor is de bijdrage van biodiversiteit aan de ecosystemedienst niet eenduidig. Degradatie van het leefgebied kan deels gecompenseerd worden door soortspecifieke beheermaatregelen. Zo kan het verlies aan voedselhabitat gecompenseerd worden door bijvoeding. Door deze menselijke ingreep schuift de levering van de ecosystemedienst in de gradiënt natuurlijk-antropogeen verder weg van 'natuurlijk'.

Het mechanisme voor de levering van de ecosystemedienst is complex en de relatie tussen ecosystemen (biotopen) en de ecosystemefunctie is niet eenduidig. Zo dient er een onderscheid gemaakt te worden tussen de impact van de processen op de aanwezige voorjaarsstand van de wildsoorten enerzijds, op de jaarlijkse aanwas en het oogstbare deel van de populatie anderzijds. De predatie van een patrijshen in de herfst heeft bijvoorbeeld een geringere impact op de populatiedynamiek, dan wanneer deze hen gepredeerd wordt gedurende het broedseizoen. Daarnaast is de impact van de biotoopdiversiteit op een soort afhankelijk van de ruimtelijke schaal van zijn home range. Zo zal de aanleg van een akkerrand en de daardoor toegenomen biotoopwaarde, een grotere impact hebben op patrijs (kleine home range) dan op ree (grote home range). Desalniettemin is het duidelijk dat monotone biotopen een geringere ecosystemefunctie kunnen hebben en dus een beperktere dienst zullen leveren. De actuele neerwaartse trend in de ecosystemedienst (zie 3) wordt veroorzaakt door de achteruitgang van een aantal wildsoorten, waarbij het verlies aan biodiversiteit in het agrarisch gebied als achterliggende oorzaak geacht wordt. Dit is bijvoorbeeld zo voor patrijs (Kuijper *et al.*, 2009) en haas (Smith *et al.*, 2005).

### 1.3. Actoren

De levering en het gebruik van ecosystemediensten wordt in belangrijke mate bepaald door keuzes die de belanghebbenden of de actoren van de dienst maken. We groeperen die stakeholders analytisch in vijf categorieën: (1) eigenaars/beheerders, (2) begunstigen, (3) benadeelden, (4) aanbieders van technisch, financieel, en menselijk kapitaal en (5) institutionele vertegenwoordigers. In de praktijk maken belanghebbenden meestal deel uit van meer dan één categorie en vervullen zij in de ESD-cyclus dus meerdere rollen tegelijkertijd.

#### 1.3.1. Eigenaars en beheerders

Het aanbod van de ESD wordt rechtstreeks beïnvloed door de eigenaars en/of beheerders van ecosystemen. Aangezien verschillende ecosystemen de ecosystemefunctie in meer of mindere mate

kunnen vervullen, zijn alle grondeigenaars en grondgebruikers in principe betrokken bij de ecosysteemdienst. Voor de agrarische ecosystemen zijn dit uiteraard in belangrijke mate de landbouwers, als belangrijkste grondgebruikers in agro-ecosystemen. In boscystemen spelen zowel private boscigenaars als overheden een belangrijke rol. Het beheer van deze ecosystemen heeft invloed op de mate waarop deze ecosystemen de ecosysteefunctie kunnen vervullen. De terreinbeheerders hebben dus ook een rechtstreekse impact op de mate waarin de ecosysteemdienst tot uiting komt. Door het al dan niet toelaten van jacht op bepaalde soorten, bepaalt de terreinbeheerder of grondeigenaar in welke mate de ecosysteemdienst omgezet kan worden in baten.

### 1.3.2. Begunstigden

De begunstigden van de dienst halen rechtstreeks voordelen of baten uit het gebruik, de actieve beleving of louter het besef van de ecosysteemdienst. De consumptie van wild vereist dat de dieren gedood worden. In Vlaanderen zijn het de **jagers** die de dienst omzetten naar baten door de dieren te schieten. Het gedode wild kan dan aangewend worden voor eigen gebruik of verhandeld worden aan particulieren of wildverwerkende bedrijven. De rechtstreekse levering van wild aan restaurants is sinds 2006 niet langer toegestaan (Koninklijk besluit van 22/12/2005 betreffende de hygiëne van levensmiddelen van dierlijke oorsprong). Voor grofwild bepaalt de overheid, met name het Agentschap voor Natuur en Bos, via een afschotplan de aantallen die maximaal geschoten mogen worden. Voor de overige wildsoorten bepaalt de jager zelf hoeveel dieren hij maximaal schiet. In Vlaanderen wordt jacht in hoofdzaak georganiseerd in het zogenaamde revierjachtstelsel. Het jachtrecht in een bepaald gebied wordt hierbij voor meerdere jaren of zelfs over generaties verpacht aan dezelfde jager of aanverwanten. De jager heeft er dus belang bij om de wildsoorten duurzaam te bejagen, zodat ook de toekomstige oogst niet in gevaar komt. Dit gegeven is vooral van toepassing op wildsoorten waarvan de home range kleiner is dan het jachtgebied. Wanneer de home range in groter is dan het jachtgebied of in het geval van migrerende wildsoorten, weegt het belang van een duurzaam afschot vermoedelijk minder door.

In sommige landen en regio's is het uitzetten van wild in functie van de jacht toegestaan. Het gaat daarbij zowel om het (her)introduceren als het bijzetten (restocking) van wild. In Vlaanderen is dit verboden. De jager is dus aangewezen op de spontane aanwezigheid en het natuurlijk reproduceren van wildsoorten in zijn jachtgebied. Vermits het ecosysteem in zijn geheel bepalend is voor het aantal dieren dat in een bepaald gebied kan voorkomen, kan dit via menselijk ingrijpen beïnvloed worden. Het aantal dieren kan zowel verhoogd worden door het wijzigen van de ecosysteemstructuur (bv. habitatverbetering) als van de ecosysteemprocessen zelf (bv. bijvoeding). Predatorcontrole als beheermaatregel heeft zowel een impact op de ecosysteemstructuur als op de ecosysteemprocessen, omdat hierbij niet enkel de soortensamenstelling van het ecosysteem verandert, maar ook de predatiedruk op de wildsoorten.

Het maximaliseren van de ecosysteemdienst door het verhogen van de lokale wildpopulatie, zal echter niet altijd wenselijk zijn. Wildsoorten kunnen immers ook schade veroorzaken aan gewassen, teelten, bossen of eigendommen. De jager die het jachtrecht pacht op bepaalde percelen is in Vlaanderen persoonlijk verantwoordelijk voor de wildschade die voorkomt op deze percelen. Hierdoor zal de jager de wildstand dus niet ongelimiteerd laten toenemen. Voor schadeveroorzakende wildsoorten zal de jager in bepaalde gevallen dan ook trachten meer dieren te doden dan er jaarlijks bijkomen om zo de populatieomvang trachten te verminderen. In gebieden waarvan het jachtrecht niet verpacht werd omdat de eigenaar er geen jacht toelaat of omdat de eigenaar hierop zelf jaagt, is de eigenaar zelf verantwoordelijk voor schade door wildsoorten op zijn eigendom. In twee gevallen vergoedt de Vlaamse overheid de schade door wildsoorten (artikel 25 van het jachtdecreet):

- *Indien de schade veroorzaakt wordt door wild afkomstig uit een bos- of natuurreserve, of een door de Vlaamse overheid of een erkende terreinbeherende vereniging om natuurbehoudsredenen beheerd gebied, waarin de jacht op dat wild het gehele voorbije jaar niet geopend was en ook de bestrijding van dat wild niet werd toegelaten.*
- *Indien de wildschade veroorzaakt wordt door een soort waarop de jacht en de bestrijding het gehele voorbije jaar niet was toegelaten.*

De prijs die een jager krijgt bij het verkopen van wild aan particulieren of aan wildverwerkende bedrijven, kan een factor zijn bij de beslissing van de jager om de ecosysteemdienst effectief om te zetten naar baten (de hoeveelheid wildbraad). In welke mate deze factor een rol speelt, is niet gekend en bovendien afhankelijk van de mate waarin het geschoten wild verhandeld wordt dan wel voor eigen consumptie gebruikt wordt.



Tenslotte zal de beslissing van de jager om deze ecosysteemfunctie en -dienst te beïnvloeden, of de dienst om te zetten in baten, sterk verweven zijn met een andere, nauw gerelateerde ecosystemedienst, namelijk de culturele ecosystemedienst van het recreatief bejagen van wildsoorten.

De verbruikers van wildbraad in directe lijn zijn, naast de jager, die particulieren die rechtstreeks van de jager het vlees kopen of krijgen. Zo kunnen landeigenaars de jachtpacht in natura betaald krijgen van de jager in de vorm van wild, of kan wild gegeven worden aan de deelnemers van de jacht, kennissen of familie. In tweede lijn kopen wildverwerkende bedrijven het wild op van jagers om het te verwerken voor verdere verkoop. Tenslotte zijn er de **afnemers van wild** bij wildverwerkende bedrijven, waaronder restaurants, slagers, supermarkten en particulieren.

Actueel overstijgt de vraag naar wildbraad het huidige Vlaamse aanbod, waardoor vlees van wild vanuit het buitenland wordt geïmporteerd. Zoals hoger werd vermeld is het niet gekend in welke mate de vraag naar wildbraad een invloed heeft op het ten bate brengen van de ecosystemedienst. Aangezien de vraag naar wildbraad het aanbod overstijgt, kan men veronderstellen dat de Vlaamse export eerder beperkt zal zijn. Het exporteren van gedode dieren door de jager zelf is enkel mogelijk mits het aanvragen van de nodige wettelijke documenten hiervoor (Van Daele *et al.*, 2012).

### **1.3.3. Benadeelden**

Benadeelden ondervinden nadelen van het gebruik van de ecosystemedienst door hen zelf of door anderen. Zo stellen gebruikers van de groene open ruimte, zoals jagers, zich bloot aan een risico op infecties of ziekten, veroorzaakt door natuurlijke organismen. Teken kunnen in Vlaanderen bijvoorbeeld de ziekte van Lyme overdragen. Belanghebbenden kunnen echter ook nadelen ondervinden van wildsoorten die als habitat de door de mens gecultiveerde ecosystemen gebruiken. Zo ondervinden landbouwers economische schade van vogels of zoogdieren die zich voeden met landbouwgewassen.

### **1.3.4. Aanbieders van technisch, financieel, en menselijk kapitaal**

Aanbieders van technisch, financieel en menselijk kapitaal vormen een erg diverse groep stakeholders, die onrechtstreeks een belangrijke invloed kunnen uitoefenen op het gebruik en het aanbod van de ecosystemedienst. Zij stellen onder meer technologie en kennis ter beschikking van de eigenaars en beheerders van ecosystemen (kennis voor opmaak beheerplannen) en van jagers (jachttechnieken).

### **1.3.5. Institutionele vertegenwoordigers**

Deze groep omvat overheden, sectoren en/of middenveldorganisaties. Meestal behoren deze actoren ook tot één of meer van de vorige groepen. Zo vertegenwoordigt het Agentschap voor Natuur en Bos de overheid bij het natuur- en bosbeleid in Vlaanderen, maar is tegelijkertijd ook eigenaar en beheerder van ecosystemen die wildbraad leveren. De overheid speelt een belangrijke rol in het bepalen van de mate waarin de dienst omgezet kan worden naar baten, door het bepalen van de wetgeving (jachtopeningsperioden en toegelaten middelen) en door het toekennen of weigeren van afschotplannen.

## **2. Actuele Toestand ESD**

Om de toestand en trend te beschrijven, zijn indicatoren en data nodig voor de kwantificering. Ecosystemediensten worden gekarteerd met behulp van indicatoren. Hieronder wordt de actuele toestand van het aanbod, de vraag en het gebruik van de ecosystemedienst besproken aan de hand van indicatoren.

### **2.1. Aanbod**

Een indicator voor het aanbod zou de populatiegrootte voor elke wildsoort dienen te omvatten. Dit vereist schattingen van de absolute populatiegrootte per wildsoort. Deze aantallen kunnen eveneens omgezet worden naar het gewicht in wildbraad. Voor de meeste wildsoorten bestaan er echter geen gevalideerde methoden om de absolute populatiegroottes of densiteiten in te schatten. Voor verschillende soorten bestaan er wel methoden die toelaten een relatieve trend in de populatiedensiteit op te volgen (Casaer & Malengreaux, 2008).

Hoewel het duurzaam wildbeheer naast ecologische ook belangrijke socio-culturele en economische randvoorwaarden omvat (zie Casaer & Baert 2007), kan vertrekkende van de definitie van duurzaam gebruik van biodiversiteit (Verdrag inzake Biologische Diversiteit, 1992) gesteld worden dat duurzaam gebruik en beheer van wildsoorten geen aanleiding geeft tot een achteruitgang op lange termijn van deze soorten en hun habitats (Casaer & Baert, 2007). Hierbij wordt het vermogen in stand gehouden om te voorzien in de behoeften en te beantwoorden aan de verwachtingen van de huidige en de toekomstige generaties.

Het duurzaam gebruik van de ecosysteemdienst mag de ecosysteemfunctie zelf niet in gevaar brengen. Dit betekent dat het aanbod moet overeenstemmen met het aantal stuks (of het aantal kilogram resulterend wildbraad) dat gedood kan worden, zonder op lange termijn het risico te lopen dat de populatie zich niet meer in stand zou kunnen houden. Dat aantal kan tijdelijk groter zijn dan de jaarlijkse aanwas. In dat geval zal de populatiegrootte zonder immigratie afnemen. Het verlagen van de populatiedensiteit zal hierbij niet resulteren in een vermindering van de ecosysteemdienst, wanneer densiteitsafhankelijke mechanismen resulteren in een hogere reproductie. De extra mortaliteit door bejaging zal hierdoor gecompenseerd worden. Densiteitsafhankelijke mechanismen kunnen zowel processen in het ecosysteem zijn die een invloed hebben op de soort (vb. predatie), als kenmerken van de populatiedynamiek van de soort zelf. Dergelijke mechanismen zijn afhankelijk van de populatiedensiteit van de soort in kwestie. Wanneer de reproductie densiteitsafhankelijk is, zal de reproductie bijvoorbeeld hoger zijn bij een lage populatiedensiteit dan bij een hoge populatiedensiteit. Bij densiteitsafhankelijke reproductie ligt de optimale populatiedensiteit i.f.v. het oogsten van wildbraad lager dan de draagkracht van het ecosysteem. Dat komt omdat er een grotere aanwas is wanneer de draagkracht van het gebied nog niet bereikt is (Sutherland, 2001).

Afhankelijk van de effectieve aanwezigheid van wildsoorten in bepaalde ecosystemen, maken we onderscheid tussen het potentieel en het actueel aanbod van de ecosysteemdienst. Het potentieel aanbod is gerelateerd aan het potentieel voorkomen van de 14 wildsoorten gedurende de periode van bejaging. Het modelleren van het potentieel aanbod aan de hand van de huidige landschapsstructuur en de hieraan verbonden draagkracht voor een bepaalde soort, zou theoretisch mogelijkheden kunnen bieden. Voor een sterk versnipperd cultuurlandschap zoals Vlaanderen, zijn deze relaties voor vrijwel alle wildsoorten onbekend. Deze oefening zou actueel met zeer grote foutenmarges gepaard gaan. Verder onderzoek is hiervoor dan ook noodzakelijk. Tenslotte bemoeilijkt het migratiegedrag van een aantal wildsoorten (bv. houtduif, grauwe gans, wilde eend) de berekening van het potentieel aanbod, omwille van grote fluctuaties doorheen het jaar en tussen jaren.

Om het actueel aanbod in kaart te brengen, dient naast het potentieel aanbod ook de huidige verspreiding in rekening gebracht te worden. Zo zouden wilde zwijnen in zo goed als alle grote boscomplexen in Vlaanderen kunnen voorkomen, maar heeft de soort deze bossen nog niet allemaal gekoloniseerd. Ook ree is nog steeds bezig met een uitbreiding naar het westen van Vlaanderen (Scheppers *et al.*, 2013). Hoewel vanuit de jagerij populatieschattingen van de voorjaarsstand voor de meeste wildsoorten voorhanden zijn, is het niet gekend met welke methode deze gegevens verzameld worden en hoe nauwkeurig deze schattingen zijn. Voor de meeste wildsoorten zijn nauwkeurige tellingen op de schaal van Vlaanderen zo goed als onuitvoerbaar (bv. voor wild zwijn zie Scheppers & Casaer, 2012a). Het gebruik van indexen die gerelateerd zijn aan de populatiedensiteit, kan voor bepaalde soorten wel aangewend worden om ruimtelijke en temporele verschillen in kaart te brengen, maar biedt voor de schatting van het absoluut aantal dieren in een gebied (of de densiteiten ervan) geen oplossing. Het actueel aanbod kan hier dus ook niet uit bepaald worden.

Het aanleveren van een potentiële en actuele aanbodkaart voor Vlaanderen is dan ook niet mogelijk.

## 2.2. Vraag

De afnemers van wildbraad zijn in eerste lijn de jagers zelf (zie 1.3), particulieren die het wild rechtstreeks van de jager krijgen of kopen, en de wildverwerkende bedrijven, die het wildbraad verder verhandelen aan o.a. restaurants, slagers en supermarkten. Aangezien deze afnemers verspreid over Vlaanderen gevestigd zijn, kan gesteld worden dat de vraag naar wildbraad verspreid over Vlaanderen aanwezig is.

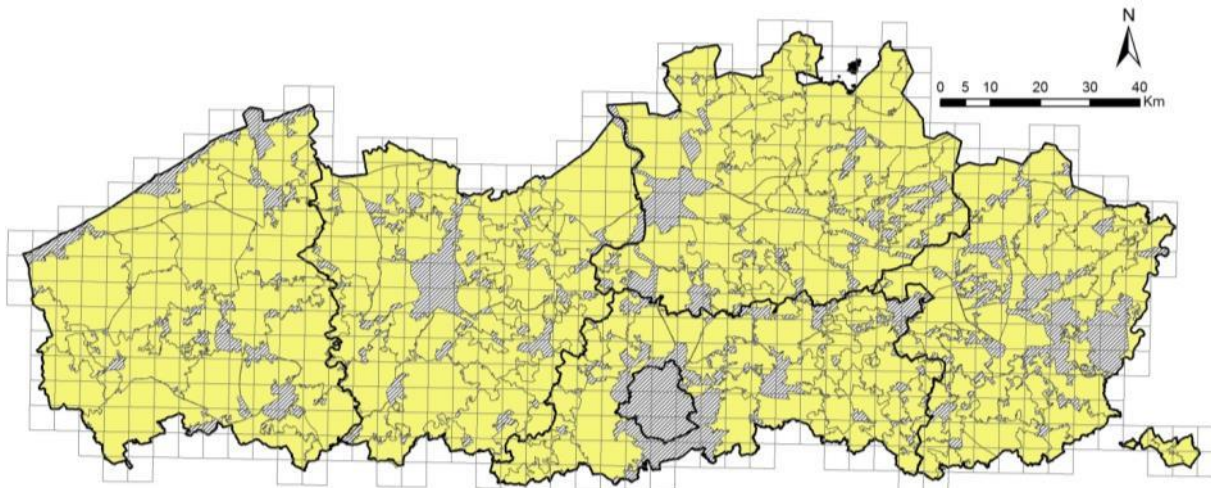
De vraag naar wildbraad overstijgt actueel het huidige aanbod, waardoor wild vanuit het buitenland geïmporteerd wordt (zie reportage Koppen 19/12/2013, <http://www.een.be/programmas/koppen/hoewild-is-ons-wild>). Naast de vraag zouden ook andere

factoren zoals prijs en kwaliteit een invloed hebben op de import van wildbraad. Cijfers hierover zijn ons echter niet voorhanden.

### 2.3. Gebruik

Voor het bepalen van het actueel gebruik van de ecosysteemdienst is een rechtstreekse berekening op basis van cijfers over consumptie van wildbraad – voor zover deze al bekend zouden zijn - niet mogelijk. Een deel van het wildbraad wordt immers door de jager voor eigen consumptie gebruikt of weggegeven of verkocht aan derden. Daarnaast zijn er ons ook geen gegevens bekend over de aankoop van wild door wildverwerkende bedrijven bij jagers. Om de ecosysteemdienst te valoriseren, is het noodzakelijk dat de dieren eerst gedood worden. Dit vergt eerst een menselijke inspanning en een investering in mensen en middelen (Turkelboom *et al.*, 2013). Een berekening van het actuele gebruik van de ecosysteemdienst kan daarom benaderd worden op basis van gegevens over het afschot van de wildsoorten door de jagers in Vlaanderen.

Hoewel in Vlaanderen ongeveer 12.000 jagers beschikken over een jachtverlof dat hen toelaat om wild te doden (Meiresonne *et al.*, 2012), worden hun individuele afschotcijfers voor de meeste wildsoorten op Vlaams niveau niet ingezameld. Jagers kunnen zich op vrijwillige basis groeperen tot een wildbeheereenheid (WBE) met het oog op een beter op elkaar afgestemd beheer van het jachtwild in het bijzonder, en de overige fauna en flora in het algemeen. Sinds het Besluit van de Vlaamse Regering van 1 december 1998 kunnen WBE's erkend en gesubsidieerd worden indien ze voldoen aan een aantal voorwaarden. Een van deze voorwaarden is dat de WBE's jaarlijks hun afschotgegevens van het voorbije kalenderjaar melden aan het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB). Niet alle jagers zijn echter aangesloten bij een WBE. Het aantal van dergelijke onafhankelijke jagers en de oppervlakte van hun jachtterrein is echter zeer beperkt, waardoor hun afschot vermoedelijk verwaarloosbaar is t.o.v. het afschot gerapporteerd door de WBE's. Anders dan bij de kleinwildsoorten, zijn voor de grofwildsoorten zowel de jagers aangesloten bij een WBE als de onafhankelijke jagers verplicht om elk geschoten dier te melden aan het ANB. Voor deze wildsoorten is het totaal aantal geschoten dieren bijgevolg gekend (zie Scheppers *et al.*, 2013). In tegenstelling tot de grenzen van de individuele jachtterreinen, zijn deze van de werkingsgebieden van de erkende wildbeheereenheden wel beschikbaar in een Geografisch Informatie Systeem (GIS). Daarnaast zijn de WBE's eveneens verplicht om hun jaarlijks afschot van de grofwildsoorten te rapporteren. Daarom opteren we ervoor om, in functie van het toepassen van een uniforme methodologie, ook voor de grofwildsoorten te werken met de gerapporteerde afschotcijfers van de wildbeheereenheden. De werkingsgebieden van de 187 WBE's die over de periode 2010-2012 afschotcijfers rapporteerden, bedekken grote delen van Vlaanderen (Figuur 3).



**Figuur 3.** Overzichtskaart van de werkingsgebieden van de wildbeheereenheden (geel) in Vlaanderen die over de periode 2010-2012 afschotcijfers rapporteerden. De 5x5 kilometerhokken waarop de verdere berekening is gebaseerd, worden eveneens weergegeven.

Om op basis van de afschotaantallen het totaal actueel gebruik van wildbraad over alle wildsoorten te berekenen, moet er rekening gehouden worden met het verschil in de gemiddelde hoeveelheid wildbraad dat een individueel stuk wild kan voortbrengen. Een houtduif zal immers minder wildbraad opleveren dan een volwassen wild zwijn. Om hieraan tegemoet te komen wordt het

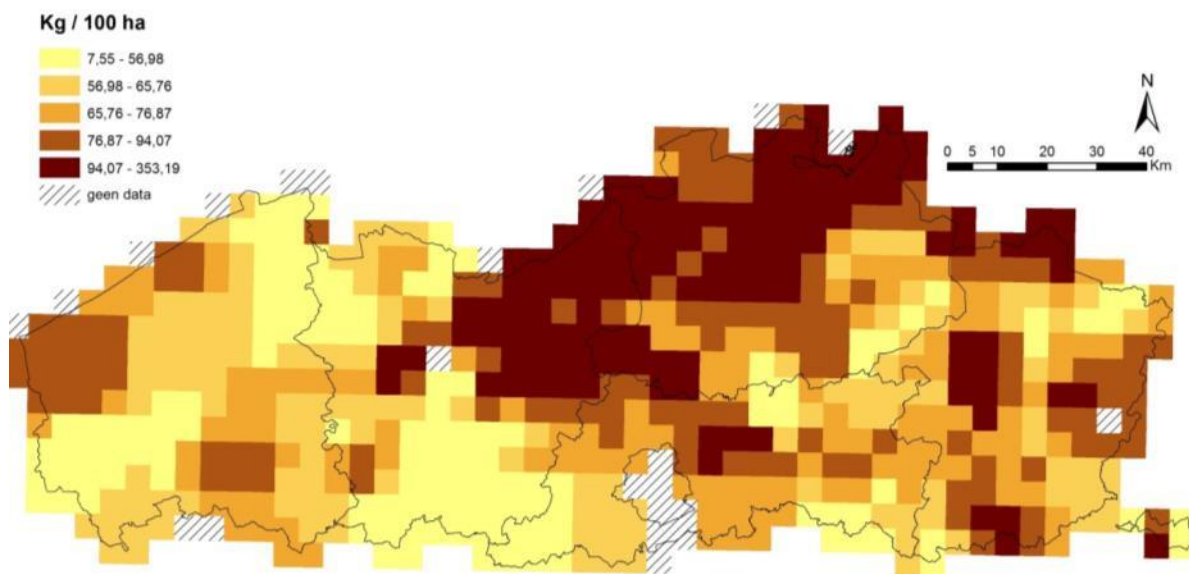
gemiddeld gewicht van een stuk per wildsoort in rekening gebracht. Indien de nodige kennis voorhanden zou zijn, kan eventueel de verhouding effectief consumeerbaar wildbraad t.o.v. het lichaamsgewicht opgenomen worden in de berekening. Aangezien deze gegevens niet voor alle soorten voorhanden zijn, werken we met het leeg lichaamsgewicht van het dier (exclusief ingewanden) (zie Tabel 2, Winkelmayr *et al.*, 2004). Deze gegevens werden verzameld in Oostenrijk, waardoor de Vlaamse waarden hiervan mogelijk afwijken. Het leeg lichaamsgewicht wordt verder wildbraad genoemd.

**Tabel 2.** *Overzicht van het gemiddeld gewicht per wildsoort (gebaseerd op Winkelmayr *et al.*, 2004).*

<b>Wildsoort</b>	<b>Gewicht (kg)</b>	<b>Wildsoort</b>	<b>Gewicht (kg)</b>
<b>a) Grof wild</b>		<b>c) Waterwild</b>	
edelhert	75	wilde eend	1
ree	15	smient	1
damhert	55	grauwe gans	2,5
wild zwijn	40	Canadese gans	2,5
<b>b) Klein wild</b>		<b>d) Overig wild</b>	
haas	4	houtduif	0,3
fazant	1	konijn	1,5
patrijs	0,45		

Voor het beschrijven van het actuele gebruik, werd per WBE het gemiddelde afschot van elke soort over de periode 2010-2012 berekend. Op deze manier wordt er gecompenseerd voor eventuele jaarlijkse fluctuaties in het afschot. Hoewel 14 wildsoorten in aanmerking komen voor de ecosysteemdienst, wordt het afschot van kievit niet opgevraagd bij de jaarlijkse rapportering van de WBE's. Het afschot van deze wildsoort is immers enkel toegelaten binnen de grenzen van de burgerlijke vliegvelden in Antwerpen-Deurne, Brussel-Nationaal, Oostende en Wevelgem en de militaire vliegvelden in Melsbroek, Goetsenhoven, Koksijde en Peer (Kleine Brogel) alsook op het Schietterrein Helchteren. Het afschot van deze soort is hierdoor beperkt en het is bovendien niet gekend of de gedode dieren geconsumeerd worden. Hierdoor wordt kievit niet opgenomen in de berekening van het gebruik van de ecosysteemdienst, waardoor de berekening betrekking heeft op de overige 13 wildsoorten.

Om per wildbeheereenheid het totaalgewicht aan wildbraad te berekenen, werden de gemiddelde aantallen afgeschoten stuks per soort vermenigvuldigd met het gemiddeld gewicht voor elke soort en vervolgens gesommeerd. Om verschillen in de grootte van het werkingsgebied tussen wildbeheereenheden in rekening te kunnen brengen, werden deze cijfers uiteindelijk uitgedrukt per 100 ha werkingsgebied. Doordat gerapporteerd wordt op het niveau van werkingsgebieden, kan dit resulteren in sterke verschillen tussen naburige wildbeheereenheden. Om deze verschillen weg te werken, werden de gegevens omgezet naar 5x5 kilometerhokken waarbij per hok een gewogen gemiddelde berekend werd (Figuur 4). Uit Figuur 4 blijkt dat in het noorden van de provincie Antwerpen en het noordoosten van de provincie Oost-Vlaanderen de hoogste totaal gewichten geoogst wildbraad bekomen worden. In het overige deel van de provincie Oost-Vlaanderen en in de provincie West-Vlaanderen worden relatief gezien lagere gewichten wildbraad bekomen. Aangezien haas en houtduif de belangrijkste soorten zijn in het gewicht wildbraad (zie verder), liggen de regionale verschillen in het afschot voor deze soorten aan de basis van de regionale verschillen in het totaal gewicht aan wildbraad voor alle wildsoorten samen. Kaarten voor Vlaanderen met het afschot per 100 ha voor de verschillende wildsoorten zijn terug te vinden in Scheppers & Casaer (2008).



**Figuur 4.** Het totaal gewicht aan wildbraad in kilogram per 100 hectaren (gemiddelde 2010-2012) voor alle wildsoorten samen op basis van de afschotgegevens van de wildbeheereenheden, berekend per 5x5 kilometerhok (bron: Wildbeheerdatabase Vlaanderen).

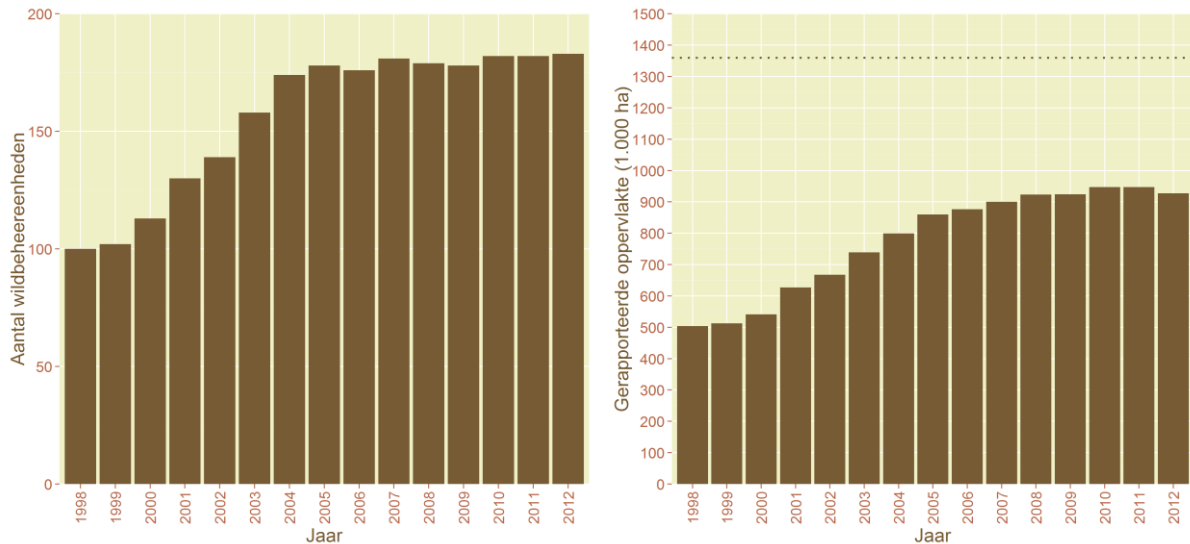
Op basis van de afschotgegevens van de wildbeheereenheden blijkt dat een gemiddeld jaarlijks afschot over de periode 2010-2012 802 000 geschoten dieren van de weerhouden wildsoorten in Vlaanderen betreft. Dat levert jaarlijks een totaalgewicht van 720 000 kg wildbraad (ecosysteemdienst) op.

### 3. Trend van de ESD

Zoals hoger vermeld is er geen cijfermateriaal beschikbaar voor het berekenen van de trend in de vraag en het aanbod. Wat betreft het gebruik werd een indicator uitgewerkt op basis van de afschotcijfers van erkende wildbeheereenheden en de gemiddelde wildbraadgewichten per soort, namelijk het gewicht wildbraad per 100 ha (zie 2.3).

Hoewel wildbeheereenheden erkend konden worden sinds 1998, stabiliseert het aantal rapporterende wildbeheereenheden pas vanaf 2004 (Figuur 5). Ook de oppervlakte waarover afschotcijfers gerapporteerd werden, neemt niet sterk meer toe na 2004. In de periode 2010-2012 bedraagt deze oppervlakte ongeveer 69% van Vlaanderen.



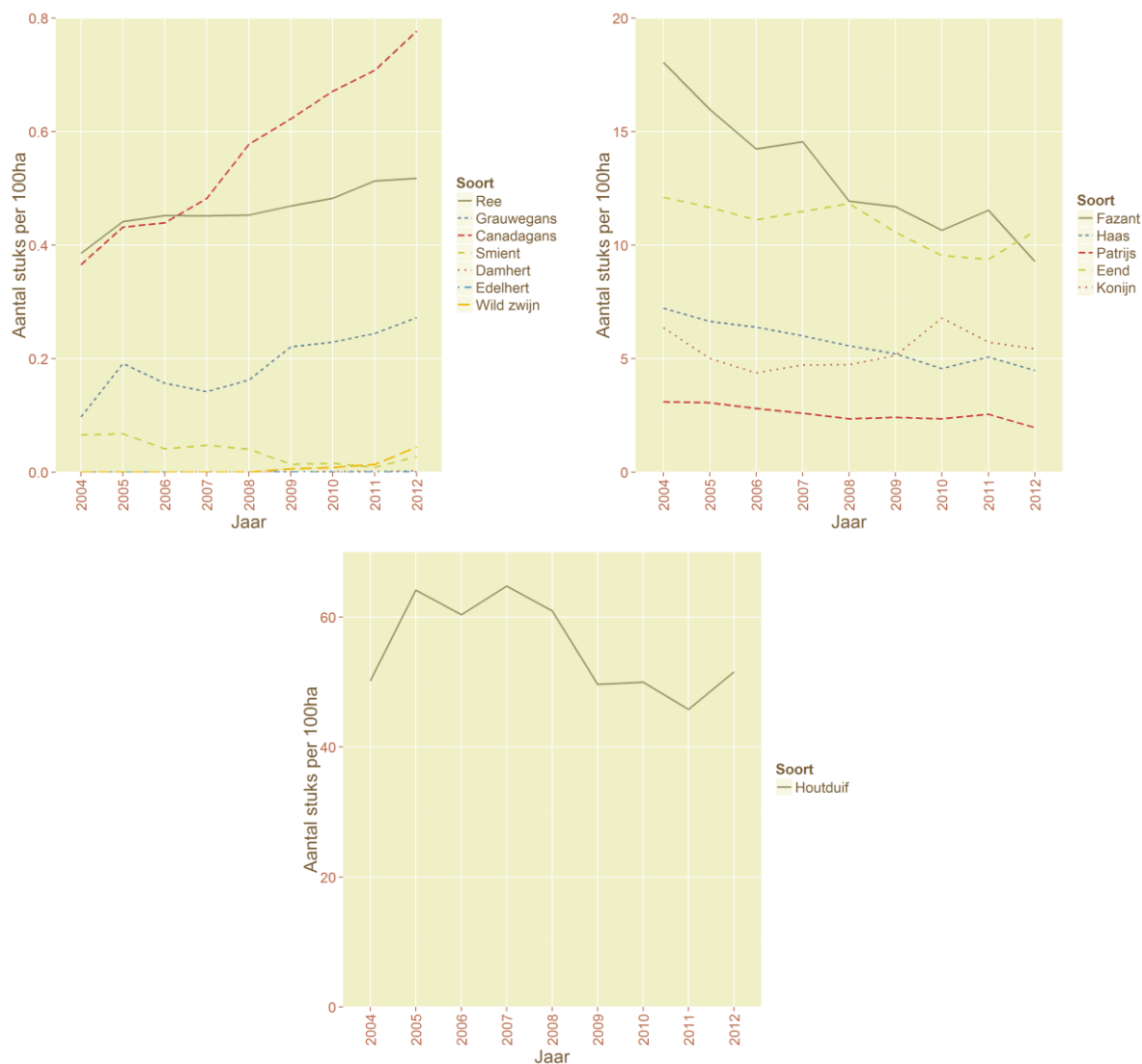


**Figuur 5.** Het aantal wildbeheereenheden die afschotcijfers rapporteren (links) en hun gerapporteerde oppervlakte (rechts) per jaar voor de periode 1998-2012. De oppervlakte van Vlaanderen wordt in stippellijn weergegeven.

Doordat het afschot van de meeste wildsoorten sterke regionale verschillen vertoont (Scheppers & Casaer 2008), hangt het effect van nieuwe wildbeheereenheden op de waarde van de indicator af van hun geografische ligging. Hoewel er dus afschotcijfers beschikbaar zijn voor de periode 1998-2012, werd er geopteerd om voor de berekening van de trend in de ecosysteemdienst wildbraad pas gegevens te gebruiken vanaf 2004.

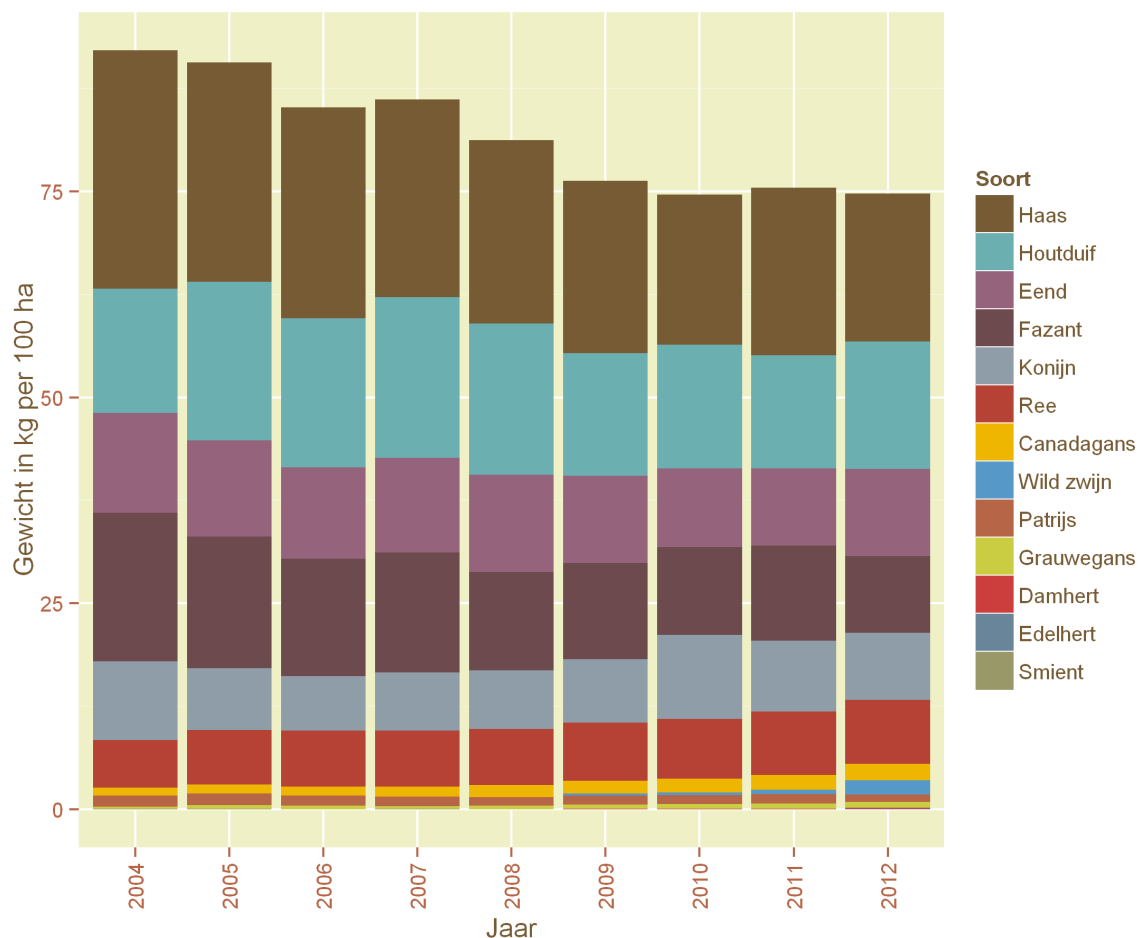
Omdat de indicator (gewicht wildbraad) een combinatie is van de afschotcijfers met het gewicht van de wildsoorten, houdt de trend ervan rechtstreeks verband met de trend in de afschotcijfers per soort. Figuur 6 geeft per wildsoort de trend weer van het aantal geschoten dieren per 100 ha over de periode 2004-2012. Door het grote verschil in aantallen tussen de soorten, wordt de trend afzonderlijk weergegeven in drie grafieken, afhankelijk van de afschotdensiteit van de soort in Vlaanderen.

Hierbij merken we op dat WBE's hun afschot van edelhert, damhert en wild zwijn pas sinds 2009 dienden te rapporteren. Het afschot van edelhert en damhert voor 2009 is vermoedelijk beperkt tot enkele dieren (zie Scheppers *et al.*, 2013). Voor 2006 werd enkel in de gemeente Voeren een beperkt afschot van wild zwijn gerealiseerd. Sindsdien komen wilde zwijnen ook elders in Vlaanderen voor. Het afschot van deze soort blijft tot en met 2008 beperkt tot minder dan 100 dieren (Scheppers *et al.*, 2013). Het ontbreken van de afschotaantallen voor deze 3 grofwildsoorten voor de periode 2004-2008 zal dus slechts een geringe impact hebben op de indicator voor het gebruik van de ecosysteemdienst. Daarnaast wordt, zoals hoger vermeld, ook het afschot van Kievit niet gerapporteerd door de WBE's, waardoor deze soort ook niet opgenomen is in de berekening van de trend.



**Figuur 6.** Het aantal geschoten stuks in Vlaanderen per 100 ha over de periode 2004-2012 voor de soorten die een relatief lage afschotdensiteit hebben (linksboven), de soorten die een relatief gemiddelde afschotdensiteit hebben (rechtsboven) en houtduif die een relatief hoge afschotdensiteit heeft (onder). Hierbij merken we op dat het afschot van damhert, edelhert en everzwijn pas sinds 2009 gerapporteerd dient te worden door de wildbeheereenheden.

Op basis van de afschotcijfers en rekening houdend met het gemiddelde gewicht in wildbraad (Tabel 2), kan de trend voor Vlaanderen in het gewicht wildbraad per 100 ha berekend worden (Figuur 7). Door de cijfers uit te drukken per 100 ha wordt er gecorrigeerd voor verschillen tussen de jaren met betrekking tot de gerapporteerde oppervlakte waarop de cijfers betrekking hebben (zie Figuur 5). Uit Figuur 7 blijkt dat het gebruik van de ecosysteemdienst een daling kent over de periode 2004-2012. Deze daling wordt voornamelijk verklaard door een achteruitgang van het afschot van haas en fazant (zie ook Figuur 6). De legende van Figuur 7 geeft de volgorde weer van het relatieve belang van elke wildsoort in 2012, met een toenemend belang van onder naar boven. Uit de figuur blijkt dat hoofdzakelijk de soorten haas, houtduif, wilde eend, fazant, konijn en ree bijdragen tot het gebruik van deze ecosysteemdienst in Vlaanderen.



**Figuur 7.** Het gewicht wildbraad in kilogram per 100 ha voor Vlaanderen over de periode 2004-2012, opgedeeld per wildsoort.

De oorzaak van de achteruitgang van het afschot van haas ligt vermoedelijk bij de veranderde landbouwgebruiken. Die leiden tot een minder succesvolle voortplanting en verhoogde mortaliteit (Smith *et al.*, 2005). Zonder belangrijke habitatmaatregelen en aanpassingen in de gebruikte landbouwpraktijken (vb. de manier van maaien en oogsten), lijkt de huidige daling in het afschot van deze soort zich verder te zullen manifesteren in de toekomst. Ook voor fazant wordt een verdere daling verwacht, hoewel de achterliggende oorzaak hier niet eenduidig is. Mogelijke factoren die voor deze soort een rol spelen zijn een gewijzigde jachtwetgeving (verbod op uitzetten), een toegenomen predatiedruk en een afname van de kwaliteit van het leefgebied. Een verdere daling in de ecosysteemdienst kan hierdoor op korte termijn verwacht worden. De recente kolonisatie en sterke toename van het wild zwijn (Scheppers *et al.*, 2013) beperkt zich in Vlaanderen voorlopig voornamelijk tot de provincie Limburg. Ook de aantallen die actueel geschoten worden zijn gering in vergelijking met deze van de overige wildsoorten. De bijdrage van wild zwijn aan de ecosysteemdienst in de nabije toekomst zal daardoor eerder beperkt zijn. Welke impact deze soort in de verdere toekomst op het aanleveren van de ecosysteemdienst zal spelen, is minder goed in te schatten en is ook afhankelijk van de beleids- en beheerkeuzes die gemaakt worden.

## 4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

Zowel het aanbod van, als de vraag naar ecosysteemdiensten wordt beïnvloed door verschillende natuurlijke en antropogene mechanismen die al dan niet interageren. Deze mechanismen noemen we drivers. In dit onderdeel bespreken we de belangrijkste drivers die in Vlaanderen de vraag en het aanbod van de ecosysteemdienst beïnvloeden. Hierbij beperken we ons tot de vijf (voor deze ecosysteemdienst vier) directe en vijf indirecte drivers, die ook in het Millenium Ecosystem assessment onderscheiden worden (Nelson *et al.*, 2005), maar vullen die in vanuit de Vlaamse

context. Indirecte drivers zijn factoren die geen rechtstreeks effect op de ecosysteemprocessen hebben, maar die wel beïnvloeden via directe drivers. Daarnaast kunnen de indirecte drivers ook de vraag (bv. veranderende culturele patronen) en het gebruik (bv. jachtwetgeving) van de dienst beïnvloeden. Directe drivers werken rechtstreeks in op ecosysteemprocessen en veroorzaken meestal een meetbare fysische verandering in het ecosysteem en beïnvloeden via deze weg het aanbod van diensten door die ecosystemen.

## **4.1. Indirecte drivers**

### **4.1.1. Demografische drivers**

Een toename van de bevolking brengt eveneens een stijging van de voedselbehoefte met zich mee, waardoor een toenemende vraag naar wildbraad verwacht zou kunnen worden. In welke mate een verhoogde vraag naar wildbraad zal resulteren in een verhoging van het gebruik van de ecosystemedienst in Vlaanderen, is niet gekend, aangezien wildbraad eveneens geïmporteerd kan worden.

Welke impact de veroudering van de bevolking op het voedselgebruik zal hebben, is ongekend. Een veroudering van de jagers zou wel een impact kunnen hebben op de mogelijkheid om bepaalde jachtvormen (bv. bewegingsjachten versus aanzitjachten) uit te oefenen. Dit kan de efficiëntie van de bejaging beïnvloeden. Jachtgebieden blijven daarnaast mogelijk in gebruik van personen die zelf minder actief jagen, wat een negatieve impact zou kunnen hebben op de mate waarin de ecosystemedienst omgezet wordt naar ecosysteembaten.

### **4.1.2. Economische drivers**

Economische welvaart resulteert in een toename van het beschikbare budget van gezinnen. Gezien de hogere kostprijs van wildbraad t.o.v. gekweekt vlees, kan een toename van de wildbraadconsumptie verwacht worden, met dus mogelijk een positieve impact op de ecosystemedienst. In welke mate het toegenomen budget voor recreatie zal resulteren in een vermindering van de recreatiedruk op het buitengebied doordat mensen vaker naar het buitenland op vakantie zullen gaan, is niet gekend. Recreatie in het buitengebied beïnvloedt niet alleen de ecosysteemprocessen (bv. verstoring van het wild tijdens het voortplantingsseizoen), maar ook de valorisatie van de ecosystemedienst, zowel rechtstreeks (bv. interactie tijdens het bejagen) als onrechtstreeks (bv. kortere bejagingsperioden).

Marktverschuivingen, waarbij er meer of minder vraag is naar wildbraad van bepaalde wildsoorten, zouden kunnen leiden tot een hoger of lager afschot van deze soorten. Zoals hoger aangegeven is het niet gekend in welke mate de vraag naar wildbraad een invloed heeft op het gebruik van de ecosystemedienst. Zo zou de lage marktwaarde van houtduif, die onder de waarde van een hagelpatroon ligt, mogelijk een negatieve impact kunnen hebben op de grootte van het afschot. Ook de afname van het aantal wildverwerkende instanties, die volgens de huidige wetgeving rechtstreeks wild kunnen aankopen van de jagers en doorverkopen aan restaurants of particulieren, zou een impact kunnen hebben op het aanbod van wildbraad voor particulieren. Bovendien kan wildbraad eveneens vanuit het buitenland geïmporteerd worden. Aangezien de vraag naar wildbraad het actuele aanbod reeds overstijgt, kan verondersteld worden dat de impact van marktverschuivingen eerder beperkt zal zijn.

Omdat het gebruik van de ecosystemedienst in Vlaanderen actueel niet beantwoordt aan de vraag naar wildbraad, wordt wildbraad geïmporteerd. Daarom zal een toename van deze import op korte termijn waarschijnlijk geen impact hebben op het gebruik van de ecosystemedienst. De schaalvergroting en intensivering in de landbouw daarentegen heeft zeker een negatief effect gehad op het wild in het agrarische gebied. Een verdere toename hiervan zal dit alleen maar versterken. Zo is de achteruitgang van patrijs in hoofdzaak toe te kennen aan de invoering van pesticiden in de jaren '70 en de daaropvolgende landschapsverschraling ten gevolge van de schaalvergroting (bv. Kuijper *et al.*, 2009).

### **4.1.3. Sociopolitieke drivers**

Wetgeving, met in het bijzonder het Jachtdecreet, het Jachtopeningsbesluit en het Jachtvoorwaardenbesluit in de Vlaamse wetgeving, heeft een directe impact op de mate waarin de ecosystemedienst kan omgezet worden in ecosysteembaten. Daar waar het Jachtdecreet bepaalt welke soorten als wildsoorten beschouwd worden, bepaalt het Jachtopeningsbesluit gedurende welke periode van het jaar de jacht op deze wildsoorten geopend wordt. Met dit instrument heeft de Vlaamse overheid een directe invloed op het aantal mogelijke jachtdagen en dus de

jachtinspanning die ingezet kan worden om de ecosysteemdienst te valoriseren. Daarnaast bepalen het Jachtdecreet en het Jachtvoorwaardenbesluit de voorwaarden waaronder jacht kan doorgaan en de middelen en methoden die daarvoor mogen ingezet worden. Deze wetgeving heeft hierdoor een impact op de efficiëntie van de jacht, wat dan op zijn beurt een impact heeft op het aantal dieren dat gedood kan worden. Zo worden potentieel efficiënte jachtmethodes, zoals het gebruik van lokmiddelen en duivencarrouzels, actueel verboden in het kader van jacht.

Tenslotte bepalen het Jachtdecreet en het Jachtvoorwaardenbesluit de voorwaarden voor de handel en het vervoer van wild. Zo is het verboden om jachtwild in de handel te brengen, behalve vanaf de opening tot en met de tiende dag volgend op de sluiting van de jacht op de soort. Ook is het verboden om smienten en Kieviten in de handel te brengen.

Federale wetgeving bepaalt welke wapens en hulpmiddelen gebruikt kunnen worden in functie van jacht. Het gebruik van nachtkijkers en geluidsdempers, die hun nut in het buitenland bewezen hebben bij de jacht op wild zwijn (bv. West *et al.*, 2009), kunnen in Vlaanderen hierdoor niet aangewend worden. Ook natuurbehoudswetgeving (bv. Natuurdecreet) heeft een impact op de mate waarin soorten bejaagd kunnen worden en de locatie waar dat kan gebeuren. In erkende natuureservaten bijvoorbeeld, kunnen geen dieren gedood worden zonder specifieke ontheffing. Door een toename van de oppervlakte natuureservaat waarvoor geen ontheffing voor het doden van dieren wordt aangevraagd of waar de jacht niet verpacht is, neemt de oppervlakte waarop gejaagd wordt af. Dit heeft mogelijk een negatieve impact op de mate waarin de ecosysteemdienst gevaloriseerd kan worden. Daarnaast kan de impact van deze natuurgebieden op de ecosysteemstructuren en -processen (bv. door habitatverandering of het voorzien van rustzones voor de wildsoorten) een positief of negatief effect hebben op de ecosysteefunctie. Hoewel de oppervlakte van deze gebieden eerder beperkt is, betreft het vaak biotopen met een hoge relatieve waarde voor wildsoorten in het sterk uitgekledde Vlaamse landschap.

Een andere sociopolitieke driver zijn subsidies. Subsidies kunnen o.a. aangewend worden voor de aankoop van natuurgebieden, het uitvoeren van wildbeheermaatregelen zoals biotoopverbetering, of voor beheerovereenkomsten met landbouwers. Afhankelijk waarvoor de subsidies gebruikt worden, kunnen de effecten zowel positief als negatief zijn.

Specifiek voor het wildbeheer kunnen sinds 1998 door de Vlaamse overheid erkende wildbeheereenheden subsidies aanvragen bij de Vlaamse overheid. Elke wildbeheereenheid kan jaarlijks een basissubsidie aanvragen van 250 euro en een oppervlaktesubsidie van 125 euro voor elke begonnen schijf van 1.000 ha werkingsgebied boven de 2.000 ha. Daarnaast kan een wildbeheereenheid jaarlijks een projectsubsidie van maximaal 1.500 euro aanvragen voor een project voor gebieds- en soortgericht natuurbehoud ter uitvoering van het wildbeheerplan. Deze subsidies worden door het Agentschap voor Natuur en Bos toegekend en dit steeds binnen de perken van de begrotingskredieten.

#### **4.1.4. Culturele drivers**

De waarde die mensen aan (individuele) dieren toekennen, verschuift in Westerse beschavingen steeds meer van gebruikswaarde naar intrinsieke waarde (Bergstrom *et al.*, 2013). De huidige verschuiving naar een meer verstedelijkte bevolking in Vlaanderen (en ook Europa) heeft hierdoor tot gevolg dat bij een deel van de bevolking de steun voor het oogsten van wildsoorten of het eten van dieren in het algemeen afneemt. Dit heeft een negatieve impact op de ecosysteemdienst.

Daarnaast kan het doden van wild voor een bepaald deel van de bevolking enkel goedgekeurd worden wanneer deze dieren schade veroorzaken of geconsumeerd worden. Deze opvatting heeft er in Nederland toe geleid dat in 2002 het aantal jachtwildsoorten beperkt werd tot zes, hoewel het mogelijk werd om verschillende soorten te doden in het kader van beheer en schadebestrijding (Flora en Faunawet). De verschuiving naar enkel jacht in het kader van beheer of schadebestrijding kan zowel een negatief als een positief effect hebben op de mate waarin de ecosysteemdienst ook effectief omgezet wordt naar ecosysteembaten.

De maatschappij is zich steeds meer bewust van de grote ecologische voetafdruk van veeteelt. Dit kan leiden tot een vermindering van de vleesconsumptie, met mogelijk een negatieve impact op de ecosysteemdienst. Anderzijds heeft wildbraad een kleinere ecologische voetafdruk dan veeteelt. Een grotere bewustwording hierover kan leiden tot een hogere waardering van wildbraad en toenemende vraag, wat een positieve impact heeft op de ecosysteemdienst.

#### **4.1.5. Wetenschappelijke en technologische drivers**

Technologische en wetenschappelijke ontwikkelingen in de primaire sector (mechanisering, biotechnologie, chemicaliën, meststoffen) kunnen zowel een positieve als een negatieve invloed



uitoefenen op de ecosysteemdienst, voornamelijk op patrijs, haas, konijn en fazant). Waar verdere mechanisering en schaalvergroting actueel nog steeds een negatieve impact hebben, kunnen ontwikkelingen op het vlak van pesticiden leiden tot het gebruik van selectievere producten, waardoor mogelijk de impact op non-target soorten vermindert.

De ontwikkelingen in de energieproductie resulteren in een toenemend gebruik van maïs, koolzaad en korte omloophout als energiegewas. Dit kan een positieve impact hebben op de populaties van het wild zwijn (bv. Keuling, 2009). Deze teelten bieden immers dekking en voedsel voor de dieren. Doordat deze percelen veelal een grote oppervlakte beslaan, zijn de dieren er moeilijk te bejagen en kunnen ze zich er vaak onopgemerkt in ophouden. Dit heeft een positieve impact op de populatiegroei, al wordt het gebruik van de ecosysteemdienst hierdoor lokaal bemoeilijkt.

## **4.2. Directe drivers**

### **4.2.1. Verandering landgebruik**

Veranderingen in het landgebruik en -beheer hebben een rechtstreekse impact op de samenstelling en de processen van een ecosysteem, waardoor de ecosysteefunctie beïnvloed wordt. Ze hebben daardoor een grote impact op de ecosysteemdienst.

Een toename van de bebouwing ten koste van akker- en tuinbouw, leidt tot een afname van het leefgebied van de meeste wildsoorten en een afname van het bejaagbaar gebied. Hierdoor nemen ook de ecosysteemdienst en de mate waarin de ecosysteemdienst in baten kan omgezet worden, af. Daarnaast vergroot dit type van landconversie de recreatieve druk op het resterende buitengebied, waardoor verstoring van de wildsoorten toeneemt (negatieve impact op de ecosysteefunctie) en er mogelijk meer risico ontstaat op conflicten tussen jacht en andere vormen van (mede)gebruik van het buitengebied.

Een toename van de bebouwing resulteert ook in een vertuining van het buitengebied. Het afrasteren van percelen zorgt voor de meeste wildsoorten voor een afname van het leefgebied.

Het omzetten van open landschap met akkers en weiland naar bos, vergroot het leefgebied voor soorten die gebonden zijn aan boscomplexen, zoals ree en wild zwijn. Dergelijke omvorming is evenwel negatief voor wildsoorten die kenmerkend zijn voor het open landbouwlandschap, zoals patrijs en haas.

Een toename van de overige groene ruimte (waaronder bossen, parken, heide, moeras, kleine landschapselementen, graslanden in natuurbeheer en graslanden met biologische waarde,) ten koste van akker- en tuinbouw zal vermoedelijk een positieve impact hebben op de meeste wildsoorten, en bijgevolg ook op de ecosysteemdienst. Een voorwaarde is wel dat de toename van de wildsoorten ook effectief omgezet kan worden in een toename van de productie van wildbraad. Wanneer het doden van wild in de overige groene ruimte niet toegestaan wordt, wordt wel een toename van de wildsoorten bekomen, maar resulteert de ecosysteefunctie niet in baten. Daar waar voor de grofwildsoorten enerzijds meer leefgebied gecreëerd wordt, voorziet deze vorm van landconversie bovendien in het buitengebied net die elementen die door de modernisering van de landbouw (schaalvergroting) verdwenen waren en aan de basis lagen van de achteruitgang van de agrarische soorten.

In het agrarisch gebied kan een verandering in de teeltkeuze zowel een positief als een negatief effect hebben op de ecosysteefunctie. Zo heeft de toename van de oppervlakte maïs een negatief effect op de meeste wildsoorten, maar is het effect voor het wild zwijn positief.

### **4.2.2. Overexploitatie**

Voor wildsoorten waarvan de populatie achteruit gaat, bv. als gevolg van wetenschappelijke en technologische evoluties in de landbouw, bestaat het risico dat de extra mortaliteit door een te hoge jachtdruk op lange termijn een negatieve impact zal hebben op de ecosysteemdienst. Een voorbeeld hiervan is de patrijs (De Leo *et al.*, 2004). Voor de overige soorten wordt een mogelijk effect van lokale overbejaging veelal teniet gedaan door immigratie vanuit de naburige gebieden. Voor grofwildsoorten wordt het risico op overbejaging door de overheid verkleind door het toepassen van afschotplannen. Hierbij wordt het maximum aantal dieren dat geschoten mag worden, vastgelegd. Voor de overige soorten zet het systeem van revierjacht (zie 1.3.2) de jachtrechthouder aan tot het duurzaam bejagen ervan om zo de ecosysteembaten op lange termijn te maximaliseren.

### 4.2.3. Klimaatverandering

De bejaagbare wildsoorten zijn veelal algemene soorten waarbij Vlaanderen niet gelegen is op de grens van het soortareaal. Een kleine wijziging van de temperatuur zal daarom vermoedelijk geen impact hebben op het soortareaal van de meeste wildsoorten in Vlaanderen. Zachtere/warmere winters kunnen voor bepaalde soorten, bijvoorbeeld het wild zwijn (Gamelon *et al.*, 2011), voor een vermindering van de wintermortaliteit zorgen. Dit kan een positieve impact hebben op de ecosysteemdienst. Voor ree is er mogelijk wel een negatief effect. Door de steeds vroegere voorjaren als gevolg van de klimaatverandering, valt de voedselrijke vegetatiepiek niet meer samen met de geboortepiek. In jaren met vroege voorjaren is er dan onvoldoende voedsel beschikbaar gedurende de vroege lactatie, met een hogere mortaliteit van de jongen tot gevolg (Gaillard *et al.*, 2013).

Voor bepaalde soorten kan extreme neerslag gedurende de geboorteperiode een negatieve impact hebben op de overleving van de juveniele dieren, zeker in combinatie met lagere temperaturen. De thermoregulatie van de juvenielen is immers nog niet optimaal. Zo is de mortaliteit van patrijzenkuikens bijvoorbeeld het hoogst wanneer de periode na de ontluiking (midden-juni tot midden-juli) koud en vochtig is (Potts & Aebischer, 1994). Variaties in geboortegewicht bij ree konden gelinkt worden aan de hoeveelheid neerslag in april, waarbij hogere gewichten gevonden werden in jaren met een drogere maand april (Gaillard *et al.*, 1993). Bij wild zwijn werd aangetoond dat zachte winters met weinig sneeuwval de jaarlijkse populatieaanwas positief beïnvloedden (Bieber & Ruf, 2005).

### 4.2.4. Introducties van exoten

De impact van introducties van exoten op deze ecosysteemdienst is complex.

Introductie van exoten kan een directe negatieve impact hebben op de ecosysteefunctie door predatie (bv. wasbeer) of rechtstreekse competitie met de wildsoorten (bv. nijlgans versus grauwe gans). Daarnaast kunnen exoten ook een indirecte impact hebben op de ecosysteemdienst, door de samenstelling en processen van het ecosysteem te beïnvloeden. Dat heeft op zijn beurt invloed op de ecosysteefunctie. Sommige exotische planten kunnen bijvoorbeeld een positieve impact hebben op de ecosysteefunctie, door het voorzien van voedsel en dekking voor de wildsoorten (bv. houtduif en exotische coniferen, Cramp 1985).

Voor Canadese gans en damhert is de wetgeving niet duidelijk. Enerzijds worden ze beschouwd als exoot en worden ze bestreden, anderzijds zijn ze als jachtwild opgenomen in het Jachtdecreet, waardoor duurzaam beheer ervan nagestreefd zou moeten worden. Voor beide soorten gaat het maximaliseren van de baten op korte termijn samen met de natuurbehoudsdoelstellingen, met name het reduceren van de populaties.

Bepaalde exoten vormen een aanvulling op de ecosysteemdienst. Deze exoten mogen immers gedood worden volgens huidige wetgeving en vormen een alternatieve bron van wildbraad. Een voorbeeld hiervan is nijlgans die reeds verspreid over Vlaanderen geschoten wordt. Hoewel deze soort geconsumeerd kan worden, is er echter, net zoals voor de grauwe gans en Canadese gans (Van Daele *et al.*, 2012), actueel geen afzetmarkt hiervoor in Vlaanderen.

## 5. Impact op biodiversiteit en milieu

Het optimaliseren van het aanbod van de ecosysteemdienst verloopt door het optimaliseren van de ecosysteefunctie (wildpopulaties produceren en ondersteunen), wat kan leiden tot zowel positieve als negatieve effecten op de biodiversiteit en hierdoor op de levering van andere ecosysteemdiensten.

Door in te grijpen op het leefgebied van een bepaalde wildsoort, kan de draagkracht van een gebied voor die soort verhoogd worden. Dergelijke maatregelen kunnen zowel een positieve als een negatieve impact hebben op de biodiversiteit van dat gebied. Zo zorgt het creëren van open plekken in het bos, in functie van voedselvoorziening voor ree en edelhert, voor meer variatie in het ecosysteem. In het landbouwgebied heeft de aanleg van akkerranden als broed- en kuikenhabitat voor patrijs, een positief effect op de biodiversiteit. Anderzijds gaat biodiversiteit verloren wanneer natuurlijke elementen, zoals grasstroken, of soortenrijke wildakkers omgezet worden naar wildakkers met een monocultuur van maïs. Soms worden wildakkers ingezaaid met kruidenmengsels. Als hiervoor uitheemse of gecultiveerde plantensoorten gebruikt worden, bestaat het risico op hybridisatie en concurrentie met inheemse plantensoorten.

De ecosysteemfunctie kan ook geoptimaliseerd worden door de grootte en de samenstelling (leeftijd en geslacht) van het afschot aan te passen. Zo kan het tijdelijk verlagen van het afschot van ree in gebieden die recentelijk gekoloniseerd werden, resulteren in een verhoging van de populatie op termijn. Ook het sparen van reegeiten kan aanleiding geven tot een snellere populatieaanwas. Een zeer hoge populatiedensiteit van ree heeft echter een impact op de boomsoortsamenstelling en kan problemen veroorzaken bij de natuurlijke verjonging van bepaalde boomsoorten. Dat kan een negatieve impact hebben op de ecosysteemdienst houtproductie. Omgekeerd kan het laag houden van de populatiedensiteit van grofwildsoorten door een hoog en ruimtelijk gedifferentieerd afschot, een positieve impact hebben op de biodiversiteit en de hieraan gekoppelde ecosysteemdiensten.

Tenslotte kan ook het beïnvloeden van ecosysteemprocessen aangewend worden om de ecosysteemfunctie te optimaliseren, bijvoorbeeld door predator-prooi interacties te beïnvloeden. Een voorbeeld hiervan is het doden van vossen om de predatie op fazant en patrijs te verminderen.

## 6. Maatschappelijk welzijn en waardering

De ecosysteemdienst wildbraad resulteert in economische welvaart voor verschillende betrokkenen. In eerste instantie wordt welvaart gecreëerd voor de grondeigenaar in de vorm van jachtpacht. Deze jachtpacht kan zowel in natura betaald worden als in speciën. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat deze jachtpacht niet enkel betaald wordt voor de ecosysteemdienst wildbraad maar ook voor de culturele ecosysteemdienst 'recreatieve jacht'. Cijfers over de inkomsten van jachtpachten zijn echter niet voorhanden. Deze gegevens zijn wel beschikbaar voor verpachtingen van domeinen van het Agentschap voor Natuur en Bos (inkomsten jachtverpachtingen ANB 2012). Op basis van 44 verpachtingen in 2012 voor het jachtrecht voor een jaar op deze domeinen bedraagt de mediaan 15,85 euro per ha per jaar. De betreffende domeinen zijn in hoofdzaak bossen en het jachtrecht geldt niet altijd voor alle aanwezige wildsoorten. Soms is enkel reewildjacht toegelaten. Meer gegevens over de jachtpacht, ook voor niet-overheidsgebieden, zou inzicht kunnen bieden in de waardering van de jager voor de verschillende wildsoorten.

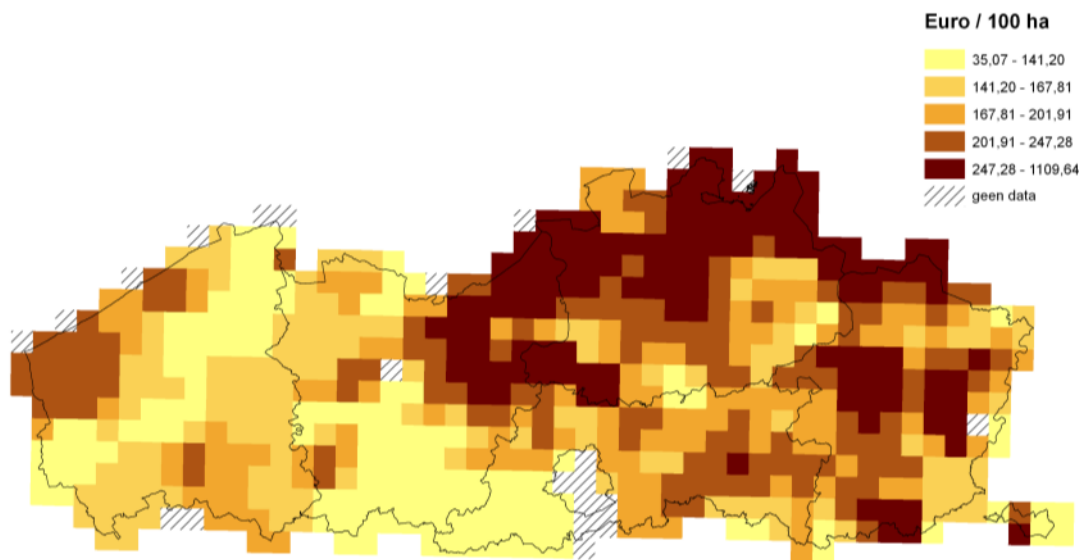
De jager kan zelf het wildbraad consumeren of het doorverkopen aan derden (particulieren of wildverwerkende bedrijven). Een inschatting van de waardering van de ecosysteemdienst kan bekomen worden door de aantallen geschoten dieren te vermenigvuldigen met de prijs die aan de jager betaald wordt door de wildverwerkende bedrijven (zie Tabel 3). Hierdoor wordt ook rekening gehouden met het verschil in waardering tussen de wildsoorten. Voor de grofwildsoorten was alleen een prijs per kilogram beschikbaar, voor de overige wildsoorten een stukprijs. Om ook voor de grofwildsoorten een stukprijs te bekomen, werd de prijs per kilogram vermenigvuldigd met het gemiddelde gewicht van de betreffende soorten (zie Tabel 2). De prijs voor edelhert en damhert is niet gekend. Het gaat volgens de WBE-statistieken (2004-2012) echter over een zeer gering aantal geschoten dieren (damhert: 49, edelhert: 12), waardoor de impact ervan op de totaalprijs verwaarloosbaar is.

**Tabel 3.** *Overzicht van de stukprijs die door een wildverwerkend bedrijf per wildsoort aan de jager betaald wordt (2013). Voor de wildsoorten aangeduid met een \* is alleen de prijs per kg beschikbaar. De stukprijs voor die soorten werd berekend door de prijs per kg te vermenigvuldigen met het gemiddelde gewicht (bron: twee Vlaamse wildverwerkende bedrijven).*

Wildsoort	Prijs per stuk (2013)	Wildsoort	Prijs per stuk (2013)
<b>a) Grof wild</b>		<b>c) Waterwild</b>	
edelhert	?	wilde eend	3,50 €
ree	71,25 €*	kievit	- €
damhert	?	smient	- €
wild zwijn	40,00 €*	grauwe gans	- €
<b>b) Klein wild</b>		Canadese gans	- €
haas	9,75 €	<b>d) Overig wild</b>	
fazant	3,06 €	houtduif	0,50 €
patrijs	4,25 €	konijn	1,75 €

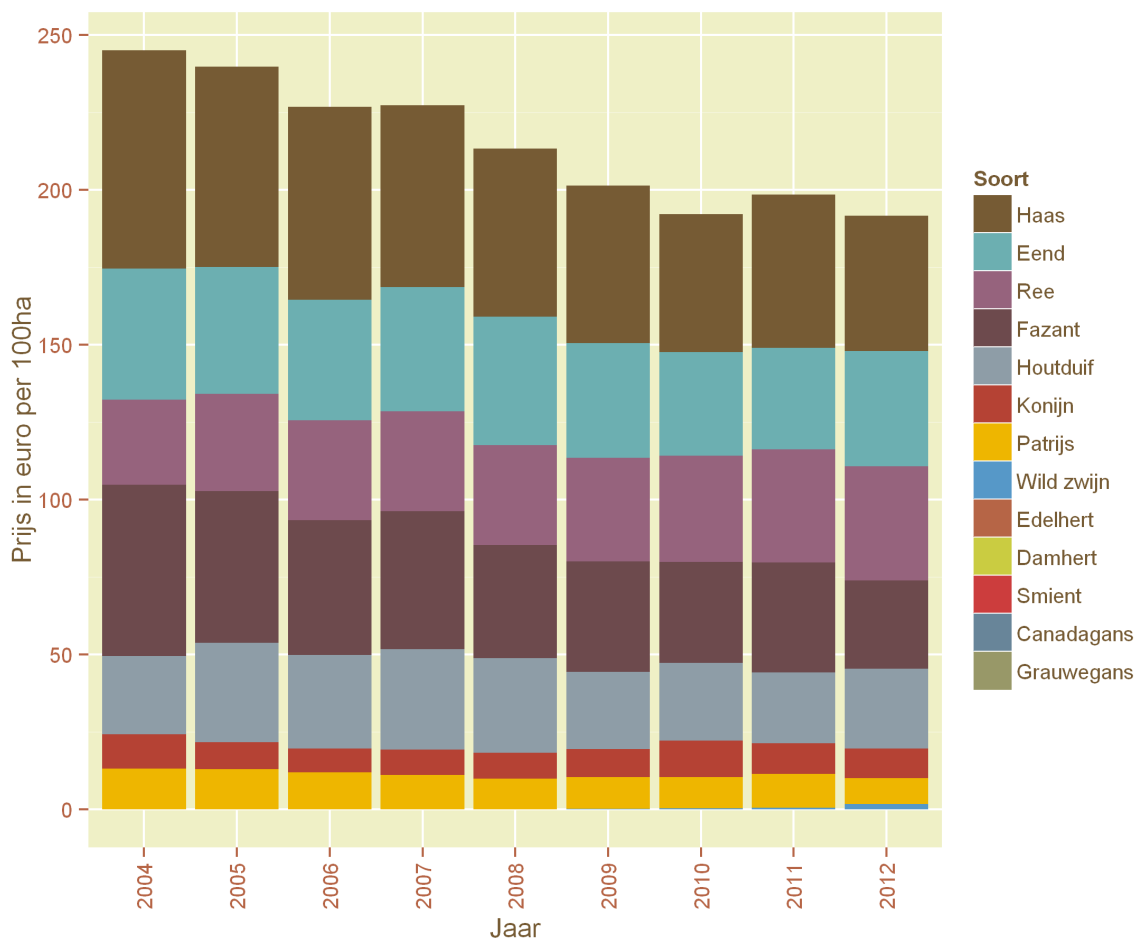
Voor een aantal soorten verschilt de prijs tussen de geslachten of in functie van de gewichtsklasse. De gewichtsklassen of het geslacht zijn echter niet altijd in de afschotstatistieken. Om één waarde te bekomen, werd een gemiddelde prijs berekend over alle gewichtsklassen en geslachten heen. Aangezien het verboden is om smienten en Kieviten in de handel te brengen, bedraagt de prijs hiervoor 0 euro. Ook voor grauwe gans en Canadese gans bedraagt de prijs 0 euro aangezien er in Vlaanderen geen afzetmarkt is voor deze soorten (Van Daele *et al.*, 2012). In naburige landen is die afzetmarkt wel aanwezig. In Nederland is er een beperkte afzetmarkt voor deze ganzen en bedraagt de stukprijs er momenteel 0,5 tot 1 euro (pers. communicatie Koninklijke Nederlandsche Jachtvereniging). We merken hierbij op dat de gehanteerde prijzen richtwaarden zijn. De prijzen kunnen fluctueren naargelang o.a. het seizoen en de kwaliteit van het aangeboden stuk.

Figuur 8 benadert de actuele waarde van de ecosysteemdienst wildbraad in Vlaanderen op basis van de marktprijzen van 2013 (zie Tabel 3). Figuur 8 is grotendeels vergelijkbaar met Figuur 4 aangezien haas, zowel uitgedrukt in gewicht als in waarde, de belangrijkste wildsoort is voor de ecosysteemdienst (zie verder). Merk hierbij op dat de wildsoorten grauwe gans, Canadese gans, smient, Kievit, damhert en edelhert geen bijdrage leveren aan de waardering van de ecosysteemdienst.



**Figuur 8.** De totale waarde voor wildbraad (gemiddelde 2010-2012) voor de jager voor alle wildsoorten van de ESD Wildbraad, uitgedrukt per 100 ha.

Aangezien de waardering nauw samenhangt met de indicator voor het gebruik, kent ook de trend in de waarde van de ecosysteemdienst een daling over de periode 2004-2012 (Figuur 9). Bij de berekening werd geen inflatie in rekening gebracht, omdat de gehanteerde prijs, de prijs die betaald werd in 2013. Het nadeel hiervan is dat prijsschommelingen over de periode niet in rekening gebracht werden. De verschillende wildprijzen over de periode 2004-2012 zijn ons echter niet gekend. Uit Figuur 9 blijkt haas de belangrijkste wildsoort te zijn in de waarde voor de ecosysteemdienst. Door hun geringe marktwaarde daalt het belang van houtduif echter t.o.v. de indicator voor het gebruik. Tegelijk neemt het belang van ree toe. De daling in de indicator voor de waardering wordt opnieuw voornamelijk verklaard door een achteruitgang van haas en fazant. De toename van ree en de recente opkomst van wild zwijn kunnen deze achteruitgang actueel niet compenseren.



**Figuur 9.** De waarde aan wildbraad in Vlaanderen over de periode 2004-2012, uitgedrukt in euro per 100 ha, opgedeeld per wildsoort. De legende geeft de volgorde van het relatieve belang van elke wildsoort in 2012 weer (toenemend belang van onder naar boven). Voor de prijs per wildsoort werd gerekend met de prijs die betaald werd in 2013.

De totale jaarlijkse productie van wildbraad in Vlaanderen, bedraagt, bij benadering, 720 000 kg voor de periode 2004-2012. Op basis van de prijzen die de jager ontvangt voor het aangeleverde wildbraad, stemt de waarde hiervan overeen met 1 861 000 euro.

Wildverwerkende bedrijven verhandelen op hun beurt het wildbraad aan particulieren, andere handelaars (bv. supermarkten, detailhandel) of restaurants. Om de waarde van het verwerkte wild te bepalen, kan de prijs in rekening gebracht worden die de afnemers betalen aan de wildverwerkende bedrijven. Deze prijzen zijn ons echter niet voor alle wildsoorten bekend. Op basis van de ons gekende prijzen kan geconcludeerd worden dat de prijs die een particulier betaalt in de detailhandel of de supermarkt, drie tot vijf maal de prijs bedraagt die de jager betaald krijgt. Hierin zit de kostprijs voor het verwerken eveneens vervat.

Naast de welvaartseffecten die rechtstreeks voortvloeien uit het gebruik van de ecosysteemdienst, genereert het gebruik ook indirecte welvaartseffecten. Zo geniet de landbouwer een welvaartseffect, omdat het verlagen van de populatiedensiteit van een schadeveroorzakende wildsoort resulteert in het voorkomen van wildschade. Om de ecosysteemdienst te kunnen valoriseren, wordt daarnaast ook geïnvesteerd in materiaal en middelen voor het uitoefenen van de jacht. Dit omvat bijvoorbeeld de aankoop van jachtwapens, jachtkledij en voertuigen alsook de aankoop en opleiding van jachthonden. De ecosysteemdienst wildbraad resulteert daardoor ook in economische activiteit naast de handel in wild zelf. Deze uitgaven vloeien echter ook voort uit de valorisatie van de ecosysteemdienst 'recreatieve jacht' en kunnen niet opgesplitst worden. De omvang van deze uitgaven en hun impact op de economie zijn ons echter niet gekend.

De ecosysteemdienst wildbraad levert daarnaast een rechtstreekse bijdrage aan een van de basiscomponenten voor een goed leven, namelijk toegang tot gezond voedsel. Doordat wildbraad een laag vetgehalte heeft, in het bijzonder aan verzadigde vetten, is het bovendien gezonder dan



gekweekt vlees. De ecosysteemdienst levert dus een *welzijnseffect* bij de consumptie van wildbraad omwille van de kwaliteit en het genot van het consumeren ervan. Om de omvang van het welzijnseffect te becijferen, zou dit indirect ingeschat kunnen worden door de mogelijke kosten in de gezondheidssector die hierdoor *niet* uitgegeven dienen te worden te berekenen of door het vergelijken met uitgaven die resulteren in een gelijkaardig welzijnseffect (vb. productie van biovlees).

Tenslotte resulteert de ecosysteemdienst in de culturele ecosysteemdienst recreatief jagen. Deze buitenactiviteit leidt zowel tot fysiek als mentaal welzijn, alsook een gevoel van samenhang met andere betrokkenen bij het uitoefenen van de jacht. Op de baten en waarde van deze ecosysteemdienst wordt verder niet ingegaan in dit hoofdstuk.

## **7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik**

### **7.1. Interacties met dezelfde ecosysteemdienst**

Het gebruik van een ecosysteemdienst heeft mogelijks een impact op de toekomstige levering van deze ecosysteemdienst. Voor de ecosysteemdienst wildbraadproductie is er een permanente interactie tussen de grootte en de samenstelling van het afschot enerzijds en de toekomstige beschikbaarheid van de wildsoorten in een gebied en de hieraan gekoppelde ecosysteemdienst(en) anderzijds. De mortaliteit ten gevolge van afschot kan gecompenseerd worden door het verminderen van andere mortaliteitsfactoren (bv. voedselconcurrentie, predatie), door een toename van de voortplanting (nataliteit) of door immigratie. Het basisprincipe van een duurzaam gebruik is gebaseerd op het feit dat omwille van dichtheidsafhankelijke mechanismen de jaarlijkse oogst hoger is op een populatieniveau dat lager ligt dan het populatieniveau wanneer het de draagkracht benadert (zie ook 2.1 en Sutherland, 2001). Wanneer deze mortaliteit over een langere periode niet gecompenseerd kan worden, zal de wildsoort uiteindelijk een niveau bereiken waarbij het doden van dieren in functie van wildbraad niet meer mogelijk is zonder een reëel risico op (i) het niet meer kunnen produceren of onderhouden van voldoende individuen van een soort om de bejaging ervan duurzaam toe te laten of (ii) zelfs het uiteindelijk uitsterven van de lokale populatie.

De impact op de ecosysteemdienst wildbraad door het wegvallen van een wildsoort, zou kunnen gecompenseerd worden door een toename van een andere wildsoort. De mate waarin het verlies van het gebruik van een wildsoort voor wildbraad ook naar appreciatie gecompenseerd kan worden door een andere wildsoort, is niet bekend. Daarnaast kan het wegvallen van een bepaalde wildsoort ook een impact hebben op de biodiversiteit en ecosysteemprocessen en de hieraan gekoppelde ecosysteemdienst(en).

De gegevens over de nataliteit en de verschillende mortaliteitsoorzaken zijn voor de meeste wildsoorten in Vlaanderen onvoldoende gekend om de duurzaamheid van het huidige afschot te modelleren. Toch kan op basis van de actuele populatieontwikkelingen voor een aantal soorten geconcludeerd worden dat het huidige afschot een toekomstig gebruik ervan niet in gevaar brengt. Het betreft hier bijvoorbeeld ree, wild zwijn, wilde eend, houtduif en grauwe gans. Voor een aantal andere wildsoorten (bv. haas en patrijs) is het onduidelijk in welke mate het huidige gebruik een rol speelt bij de achteruitgang van de populatie in Vlaanderen.

### **7.2. Interacties met andere ecosysteemdiensten**

Het gebruik van een ecosysteemdienst kan een impact hebben op de huidige en toekomstige levering van andere ecosysteemdiensten. Ook de ecosysteemdienst wildbraadproductie interageert met verschillende andere ecosysteemdiensten.

Verscheidene wildsoorten kunnen landbouwschade veroorzaken, met negatieve gevolgen voor de ecosysteemdienst voedselproductie. Het ruimtelijk en temporeel differentiëren van het afschot van deze wildsoorten, kan de negatieve impact op landbouwgewassen verminderen. Het gebruik van deze wildsoorten voor wildbraad gaat op deze manier hand in hand met een positief effect op de ecosysteemdienst voedselproductie. In dit kader kan echter niet automatisch uitgegaan worden van een lineaire relatie tussen de populatiedensiteit van een wildsoort en de omvang van de schade door deze soort.

Het in stand houden van hoge dichtheiden van wildsoorten omwille van hun wildbraad, kan leiden tot verhoogde wildschade aan landbouwgewassen. Hierdoor ontstaat een negatieve relatie tussen

het optimaliseren van de ecosysteemdienst wildbraadproductie en de ecosysteemdienst voedselproductie via landbouwgewassen.

Het aanleggen en beheren van akkerranden en grasstroken i.f.v. de wildsoorten, doet de biodiversiteit in het landbouwgebied toenemen. Dit kan zowel een positief (bv. natuurlijke plaagbeheersing) als een negatief (ondersteunen van populaties van schadelijke plaagorganismen of onkruiden) effect hebben op de ecosysteemdienst voedselproductie en plaagbeheersing.

Naast impact op landbouwgewassen kan het beheer van wildsoorten ook bosecosystemen beïnvloeden. Reeën bijvoorbeeld kunnen een grote impact hebben op bosverjonging en bosaanplantingen. Het reguleren van de reeënpopulatie voor de productie van wildbraad, heeft dus ook invloed op de ecosysteemdienst houtproductie. Het aanplanten van bossen en houtkanten ter ondersteuning van wildsoorten kan daarnaast een positief effect hebben op de ecosysteemdienst houtproductie en op verschillende regulerende ecosysteemdiensten, waaronder erosiebestrijding, luchtkwaliteit en geluidsregulatie.

Jacht kan, als instrument voor het valoriseren van de ecosysteemdienst wildbraad, interageren met andere gebruiksvormen van het buitengebied en zo ook met de ecosysteemdiensten recreatie en beleving. Een toename van het recreatief gebruik van het buitengebied kan op zijn beurt leiden tot een negatieve impact van deze ecosysteemdiensten op de ecosysteemdienst wildbraad. Een voorbeeld hiervan is het sluiten van de bejagingsperiode van wild zwijn tussen 15 juli en 31 juli om jeugdkampen in de bossen veilig te kunnen laten plaatsvinden (Nota aan de leden van de Vlaamse Regering betreffende het ontwerp van besluit van de Vlaamse Regering betreffende de jachtopeningstijden in het Vlaamse Gewest voor de periode van 1 juli 2013 tot en met 30 juni 2018 – adviesvraag Raad van State, VR 2013 0706 DOC.0569/1).

### **7.3. Interacties buiten Vlaanderen**

Het gebruik van Vlaamse wildpopulaties in functie van wildbraad heeft zover ons gekend geen impact op ecosysteemdiensten in het buitenland. Omgekeerd resulteert de vraag naar wildbraad voor consumptie in Vlaanderen in het doden van dieren in het buitenland. Noch de impact op de buitenlandse wildpopulaties, noch de ecologische impact van het onderhouden van de nodige wildpopulaties hiervoor, van de verwerking ervan of van het transport naar Vlaanderen, zijn gekend.

### **7.4. Maxima en voorwaarden voor het duurzaam gebruik**

Voor alle grofwildsoorten in Vlaanderen worden afschotplannen opgesteld. Hierin worden de maximale aantallen die gedood mogen worden en de samenstelling van het afschot naar leeftijd en geslacht bepaald. Het bepalen van ecologische maxima vereist echter een beter inzicht in de populatiedynamische kenmerken van de Vlaamse wildpopulaties. Het modelleren van de populatiedynamiek van de verschillende bejaagde soorten kan hierbij inzichten genereren i.v.m. het optimaliseren van de duurzaamheid (op ecologisch vlak) van de jachtuitoefening.

Onderzoek naar de impact van beheermaatregelen op de populatiedynamiek, moet resulteren in het effectiever implementeren van beheermaatregelen.

Wat betreft de voorwaarden voor de valorisatie van de ecosysteemdienst wildbraad door het uitoefenen van de jacht zouden richtlijnen ontwikkeld kunnen worden voor wat betreft het samengaan van verschillende vormen van (mede)gebruik van en activiteiten in de open ruimte om conflictsituaties te beperken in de toekomst (zie Casaer & Baert 2007).

### **7.5. Impacts maximaliseren/minimaliseren**

Lokale preventieve maatregelen ter bescherming van landbouwgewassen, kunnen er toe leiden dat wildsoorten in hogere densiteiten kunnen voorkomen zonder een negatieve impact te hebben op de ecosysteemdienst voedselproductie. Het nemen van deze preventieve maatregelen gebeurt in de praktijk vaak door afspraken tussen jagers en landbouwers. Zo kan de aanleg van onbewerkte stroken in grote maïsvelden of van grasstroken tussen bosranden en maïsvelden, de bestrijding van wilde zwijnen vergemakkelijken. Ook richtlijnen voor het al dan niet inzaaien van schadegevoelige teelten op bepaalde plaatsen kan het risico op wildschade beperken. Het niet inzaaien van maïs op risicovolle percelen aan bosranden bijvoorbeeld, kan het risico op schade door wild zwijn verminderen. Het plaatsen van elektrische rasters rond schadegevoelige teelten blijkt een efficiënte methode te zijn om de schade door wild zwijn op dat perceel te voorkomen.

Zowel een ruimtelijk en temporeel gedifferentieerd afschot, als richtlijnen voor de geslachts- en leeftijdscategorieën, kunnen het mogelijk maken om een gelijke hoeveelheid wildbraad te oogsten én tegelijkertijd de negatieve impact van de aanwezige wildpopulaties op de ecosysteemdienst voedselproductie te verminderen of te voorkomen. Zo kan bijvoorbeeld zwaartepuntbejaging ingezet worden om wilde zwijnen weg te houden van schadegevoelige landbouwpercelen (Scheppers & Casaer 2012c). De ontwikkeling en implementatie van dergelijke strategieën vergt een samenwerking tussen grondeigenaars, landgebruikers, terreinbeheerders en de verschillende jachtrechthouders. Dit bemoeilijkt het uitwerken van dergelijke strategieën op zeer grote schaal.

Het verminderen van conflictsituaties tussen afschot (in functie van wildbraad of in functie van recreatieve jacht) enerzijds en andere vormen van medegebruik (recreatie en beleving) van het buitengebied, kan gerealiseerd worden door deze activiteiten op elkaar af te stemmen en te voorzien in een goede communicatie met en sensibilisatie van de verschillende betrokkenen. Zo werden bijvoorbeeld infoborden uitgewerkt door de Limburgse Jagersvereniging en verdeeld onder hun leden om jachtactiviteiten in bepaalde gebieden aan te kunnen kondigen en zo andere gebruikers hiervan op de hoogte te brengen.

## 8. Kennislacunes

Het potentieel aanbod van de ecosysteemdienst zou gemodelleerd kunnen worden op basis van het huidige landgebruik, de ruimtelijke distributiepatronen en oppervlakte van de verschillende landgebruiktypes en de aanwezige wildsoorten. Voor zo goed als alle wildsoorten zijn de relaties tussen biotopen en landgebruik enerzijds en de abundantie van wildsoorten anderzijds voor een sterk versnipperd cultuurlandschap zoals Vlaanderen actueel echter niet gekend. Daarnaast is het aanpassingsvermogen van de verschillende wildsoorten aan wijzigende landgebruikstypes onvoldoende gekend. Verder onderzoek is hier dus noodzakelijk om een inschatting te kunnen maken van het potentiële aanbod.

Een bijkomende kennislacune voor het bepalen van het actueel aanbod, namelijk de actuele omvang van de populaties, is niet rechtstreeks oplosbaar aangezien het tellen van de meeste wildsoorten op schaal Vlaanderen niet mogelijk is. Echter door gebruik te maken van steekproefgebieden en gevaloriseerde telmethoden zouden benaderende schattingen gemaakt kunnen worden. Deze zouden op hun beurt gebruikt kunnen worden om de relaties tussen de biotopen en de abundanties van wildsoorten te modelleren.

Een betere kennis over de verdeling van het afschot over de verschillende leeftijdscategorieën en geslachten voor bepaalde wildsoorten, kan de berekening van het gewicht wildbraad en de waarde ervan verfijnen.

Een beter inzicht in de impact van het gebruik van de ecosysteemdienst op de populatiedynamiek, moet toelaten om de duurzaamheid van het gebruik na te gaan.

Door een beter inzicht te verwerven in de actuele prijzen voor de verschillende wildsoorten, zowel de prijs die de jager ontvangt als de prijs die de consument betaald, kan de waardering nauwkeuriger opgevolgd worden.

Cijfers over de actuele import van wildbraad kunnen een inzicht verschaffen in de mate waarin vraag en aanbod aan wildbraad in Vlaanderen in evenwicht zijn. Deze cijfers zijn ons echter ongekend.

De grootste kennislacune voor deze ecosysteemdienst is dus het gebrek aan cijfermateriaal, zowel over de wildpopulaties als over de socio-economische aspecten van de ecosysteemdienst. Om een betere kennis te verwerven over de ecosysteemdienst, is het verzamelen van deze gegevens prioritair.

Daarnaast zijn er actueel nog enkele kennislacunes betreffende thema's die nauw verbonden zijn met de ecosysteemdienst:

- Voor- en nadelen tussen de ecologische impact (positief en negatief) van het vergroten van de jachtoogst in Vlaanderen versus de ecologische impact van import van wildproducten
- mogelijke impact van gebruik van wildproducten als drijfveer voor natuurinvesteringen
- maatschappelijke draagvlak voor jachtactiviteiten versus industriële veehouderij en gekweekt wild

- karakteristieken van populaties én omstandigheden (socio-economische) waarbij de aanwezigheid van bepaalde wildsoorten resulteert in schade of overlast
- positieve en/of negatieve impact van het valoriseren van de ecosysteemdienst wildbraad door jacht, op andere ecosysteemdiensten (bv. voedselproductie)

## Lectoren

*De lectoren hebben de ontwerptekst van dit rapport kritisch nagelezen en advies gegeven over de inhoudelijke onderbouwing. Deze rol houdt niet in dat de lectoren het volledig eens zijn met de inhoud van de uiteindelijke tekst.*

**Niko Boone**, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

**Dieter Depraetere**, INAGRO

**Ignace Deroo**, Boerenbond

**Gert Michiels**, Hubertus Vereniging Vlaanderen

**Elke Van Den Broeke**, Dep. LNE, Dienst Beleidsvoorbereiding en -evaluatie

**Jos Van Orshoven**, KULeuven, Afdeling Bos, Natuur en Landschap

**Bert Verbist**, Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), Cel gebiedsgericht- en soortenbeleid

## Referenties

- Bergstrom BJ, Arias LC, Davidson AD, Ferguson AW, Randa LA & Sheffield SR (2013) License to kill: reforming federal wildlife control to restore biodiversity and ecosystem function. *Conservation Letters*, 00: 1-12.
- Bieber C & Ruf T (2005) Population dynamics in wild boar *Sus scrofa* ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1203-1213.
- Braat LC & Brink P ten (Eds.) (2008) The Cost of Policy Inaction: the Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target. Report to the European Commission Under Contract: ENV.G.1./ETU/2007/0044, Wageningen, Brussels, Alterra Report 1718.
- Casaer J & Baert P (2007) Principes, Criteria en Indicatoren (PCI's) in het kader van een duurzaam wildbeheer, een participatieve benadering. INBO.R.2007.22. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Casaer J & Malengreaux C (2008) Studie ter voorbereiding van het monitoren van de reewildpopulatiegrootte in Zoniën : overzicht van bestaande methoden en hun toepasbaarheid in Zoniën. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Geraardsbergen. 43 pp.
- Cazaux G (2010) Korte keten initiatieven in Vlaanderen. Een overzicht. Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en studie, Brussel.
- Cramp S (1985) Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the birds of the western palearctic. Vol 4: terns-woodpeckers. Oxford University, Oxford. 960 pp.
- De Leo GA, Focardi S, Gatto M & Cattadori IM (2004) The decline of the grey partridge in Europe: comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecol Model.* 177: 313-335.
- Gaillard JM, Hewison AJ, Klein F, Plard F, Douhard M, Davison R & Bonenfant C (2013) How does climate change influence demographic processes of widespread species? Lessons from the comparative analysis of contrasted populations of roe deer. *Ecology Letters*, (2013) 16: 48-57.
- Gaillard J-M, Delorme D & Jullien JM (1993) Effects of cohort, sex, and birth date on body development of roe deer *Capreolus capreolus* fawns. *Oecologia* 94:57-61.
- Gamelon M, Besnard A, Gaillard JM, Servanty S, Baubet E, Brandt S & Gimenez O. (2011) High hunting pressure selects for earlier birth date: wild boar as a case study. *Evolution* 65: 3100-3112.
- Haines-Young R & Potschin M (2008) England's Terrestrial Ecosystem Services and the Rationale for an Ecosystem Approach. Full technical report CEM, School of Geography, University of Nottingham. Defra Project Code NR0107. 89 p.
- Haines-Young R & Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment Agency. Centre for Environmental Management, University of Nottingham. EEA Framework Contract number EEA/IEA/09/003. 34 p.
- Keuling O (2009) Managing wild boar - Considerations for wild boar management based on game biology data. Doctoral dissertation, Dresden University of Technology.
- Kuijper DPJ, Oosterveld E & Wymenga E (2009) Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population—a review. *European journal of wildlife research*, 55: 455-463.
- Marzano M & Dandy N (2012) Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. *Biodivers Conserv*, 21: 2967-2986.
- Meiresonne L & Turkelboom F (2012) Biodiversiteit als basis voor ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, M.2012.1 Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.
- Nelson GC, Bennett E, Asefaw Berhe A, Cassman KG, DeFries R, Dietz T, Dobson A, Dobermann A, Janetos A, Levy M, Marco D, Nakic'enovic' N, O'Neill B, Norgaard R, Petschel-Held G, Ojima D, Pingali P, Watson R & Zurek M (2005) Drivers of Change in Ecosystem Condition and Services. In: *Ecosystems and human well-being: scenarios v2: findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.



- Potts GR & Aebischer NJ (1994) Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793–1993: monitoring, modelling and management. *Ibis* 137:29–37.
- Reimoser F, Reimoser S & Klansek E (2006) Wild Lebensräume – Habitatqualität, Wildschadenanfälligkeit, Bejagbarkeit. Wein, Oostenrijk.
- Scheppers T & Casaer J (2008) Wildbeheereenheden - statistieken : rapportering en verwerking over de periode 1998 - 2007. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2008(9). INBO: Brussel. ISBN 978-90-403-0285-5. 100 pp.
- Scheppers T & Casaer J (2012a) Overzicht van mogelijke telmethoden voor everzwijn: Een literatuurstudie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2012.5. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 40 pp.
- Scheppers T & Casaer J (2012b) Rapportage meldingen everzwijn: Limburg 2011. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2012.26. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 15 pp.
- Scheppers T & Casaer J (2012c) Overzicht van mogelijke methoden voor populatieregulatie bij everzwijn: een literatuurstudie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2012(18). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 44 pp.
- Scheppers T, Huysentruyt F, Neukermans A, Vercammen J, Verschaffel E & Casaer J (2013) Grofwildjacht in Vlaanderen: cijfers en statistieken over de periode 2002 - 2012. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2013.30). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 94 pp.
- Smith RK, Jennings NV & Harris S (2005) A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35: 1-24.
- Smith ER (2010) pect. 2010 TRB Environment and Energy Research Conference: Better Delivery of Better Transportation Solutions, Raleigh, North Carolina ([http://www.cte.ncsu.edu/EEConference/sessions/documents/62-3\\_Smith.pdf](http://www.cte.ncsu.edu/EEConference/sessions/documents/62-3_Smith.pdf)).
- Sutherland WJ (2001) Sustainable exploitation: a review of principles and methods. *Wildlife Biology*, 7:131-140.
- Turkelboom F, Raquez P, Dufrene M, Raes L, Simoens I, Jacobs S, Stevens M, De Vreese R, Panis J, Hermy M, Thoonen M, Liekens I, Fontaine C, Dendoncker N, van der Biest K, Casaer J, Heyrman H, Meiresonne L & Keune H (2013). CICES going local: Ecosystem services classification adapted for a highly populated country. In: Jacobs S, Dendoncker N, Keune H (eds.) *Ecosystem Services. Global Issues, Local Practices*. Elsevier Science.
- Van Daele P, Adriaens T, Devisscher S, Huysentruyt F, Voslamber B, De Boer V, Devos K, Casaer J (2012) Beheer van Zomerganzen in Vlaanderen en Zeeuws-Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R.2012.58). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- West BC, Cooper AL & Armstrong JB (2009) Managing wild pigs: a technical guide. *Human-Wildlife Interactions Monograph*, 1: 1-55.
- Winkelmayer R, Lebersorger P & Zedka HF (2004) Wildbret-Hygiene. Das Buch zur wildfleisch-Verordnung. Wein, Oostenrijk.