

Economische waardering van ecosysteemdiensten handleiding



Te citeren als:

Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L., Meire P. (2010).
Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding.
Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, maart 2010

We willen de stuurgroep en het begeleidingscomité bedanken voor hun input bij deze studie. Ook onze welgemeende dank aan alle mensen die hebben deelgenomen aan de focusgroepen, de pretesten en de bevestigingen.



**Alles van
waarde is
weerloos**

Lucebert, 1924-1994



Voorwoord

Dat natuur ontzettend veel waard is, weten we allemaal. Maar als er keuzes en afwegingen gemaakt moeten worden, is het moeilijk om de waarde van natuur te vergelijken met de kosten en baten van mogelijke alternatieven. Om bijvoorbeeld onderhandelingen over het behoud of de aanleg van natuur kracht bij te zetten, is het dus belangrijk dat de waarde van ecosysteemdiensten ook in geldtermen kan worden uitgedrukt.

Dankzij de voorliggende handleiding kunnen we in Vlaanderen voortaan de waarde van de door de natuur geleverde ecosysteemdiensten beter schatten en er een prijskaartje aan vasthangen. We denken hierbij aan de recreatiewaarde voor wandelaars en fietsers en de waarde die mensen hechten aan het behoud van groen voor hun kinderen en kleinkinderen. Ook de bijdrage van natuur aan de afvang van luchtverontreiniging, aan waterzuivering, aan klimaatregulatie of aan geluidsbuftering zijn voorbeelden van ecosysteemdiensten die hier in beeld gebracht en (monetair) gewaardeerd worden.

Om zoveel mogelijk rekening te kunnen houden met de beschikbare kennis en met de bezorgdheden van de verschillende belanghebbenden werd deze studie opgevolgd door een multidisciplinaire stuur- en begeleidingsgroep. De volgende entiteiten wil ik van harte bedanken voor hun medewerking: de collega's van het Departement LNE, de afdelingen Haven- en Waterbeleid en Maritieme Toegang van het Departement MOW, de Departementen RWO en LV, VLM, ANB, INBO, VIOE, de Minaraad, Arcadis Belgium en de havenbesturen van Antwerpen, Gent en Zeebrugge. Een speciaal woordje van dank gaat uit naar Erika Van den Bergh en Wouter Van Reeth van het INBO en Ina Comhaire van MOW voor hun waardevolle input.

Ik ben ervan overtuigd dat deze handleiding zal bijdragen tot beter geïnformeerde beslissingen van overheden en van iedereen die betrokken is bij keuzes met gevolgen voor natuur.



Jean-Pierre Heirman
Secretaris-generaal
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie



Samenvatting

Veel van de diensten die een ecosysteem levert aan de mens worden niet op een markt aangeboden, waardoor hun bijdrage aan onze welvaart vaak verborgen blijft. Dit kan leiden tot foutieve beslissingen. Deze handleiding wil een hulpmiddel zijn om effecten op natuurlandschappen kwantitatief en monetair mee te nemen in verschillende beleidsbeslissingen. Ze biedt u kengetallen en waarderingsfuncties om verschillende ecosystemediensten te kwantificeren en te monetariseren. Ecosystemediensten zijn de goederen en diensten, door een ecosysteem voortgebracht, die een effect hebben op de welvaart of het welzijn van een maatschappij.

Deze ecosystemediensten hebben we opgedeeld in twee grote groepen: productie- en regulerende diensten enerzijds en de belevings- en overdrachtswaarde anderzijds. Productiediensten zijn de producten die men verkrijgt uit ecosystemen zoals genetische bronnen, voedsel en vezels, en grondstoffen. Regulerende diensten zijn de voordelen die men verkrijgt uit de regulering van ecosystemeprocessen, waaronder de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten. De belevings- en overdrachtswaarde tenslotte groepeert de culturele waarden die een ecosysteem voor de mens kan bezitten ongeacht of hij gebruik maakt van het gebied of niet.

In deze handleiding zijn functies en kengetallen opgenomen voor de kwantificering en waardering van een aantal regulerende diensten en de belevings- en overdrachtswaarde. We lichten de productiediensten enkel beknopt toe omdat ze vaak verwaarloosbaar klein zijn in gebieden waar de biodiversiteit voorop staat. Een mogelijke uitzondering hierop is de houtopbrengst. Water is uiteraard ook een belangrijk product van ecosystemen. Om de bijdrage van een gebied aan de watervoorziening te bepalen is modellering noodzakelijk.

Voor meer uitleg over deze waarderingsfuncties verwijzen we de lezer naar het bijhorende achtergrondrapport "Economische waarderingsstudie van ecosystemediensten voor MKBA" (Liekens et al., 2009).

Deze handleiding bespreekt de volgende regulerende diensten:

- ★ *nutriëntenverwijdering en opslag van stikstof en fosfor (N en P)*
- ★ *klimaatregulatie door koolstofopslag*
- ★ *verbetering van de luchtkwaliteit door afvang van pollutanten als fijn stof (vnl. PM10)*
- ★ *geluidbuffering door bossen*
- ★ *pollinatie*
- ★ *bescherming tegen overstromingen*

Dit is echter geen exhaustief overzicht van alle mogelijke regulatiebaten. Specifieke gebieden kunnen nog andere (soms belangrijke) baten opleveren, zoals bescherming tegen erosie, kraamkamerfunctie, ... De lijst van besproken ecosysteemdiensten is dus zeker niet volledig en ook niet statisch, maar tracht de op dit moment beschikbare kennis zo volledig mogelijk te benutten. Als gevolg van wetenschappelijke inzichten zullen we deze lijst regelmatig kunnen actualiseren.

Voor de belevings- en overdrachtswaarde hanteren we één waarderingfunctie die de betalingsbereidheid van de mensen voor bijkomende natuur schat. Om overschattingen te vermijden stellen we in deze handleiding een pragmatische aanpak voor.

Verder willen wij ook onderstrepen dat de cijfers in dit rapport weliswaar een waardering geven van een verandering in ecosysteemdiensten, maar dat ze niets zeggen over het biologische/ecologische belang van bepaalde ecosystemen voor plant- en diersoorten en over de zeldzaamheid van bepaalde ecosystemen in ons land. Omdat een economische waarderingstudie zich per definitie beperkt tot de welvaartseffecten voor mensen, is dit niet meegenomen in de variabelen. De cijfers geven beleidsmakers wel informatie over het welvaartsverlies wanneer ecosysteemdiensten verdwijnen of aangetast worden, en helpen hen bij hun keuze tussen alternatieve locaties voor de aanleg van nieuwe natuur.

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting	5
Inhoud	8
Lijst van tabellen	11
1 Doel van deze handleiding	13
2 Waardering	17
2.1 Wat is economische waardering van een natuurlandschap?	17
2.2 Hoe gebeurt economische waardering van een natuurlandschap?	18
2.2.1 <i>Fysische effecten van het plan op natuurlandschappen</i>	18
2.2.2 <i>Invloed op de levering van ecosysteemdiensten</i>	18
2.2.3 <i>Kwantificering van ecosysteemdiensten</i>	19
2.2.4 <i>Monetarisering van ecosysteemdiensten</i>	19
2.3 Wat vindt u in deze handleiding?	21
2.2.1 <i>Welke ecosysteemdiensten en welke niet?</i>	22
2.2.2 <i>Welke natuurlandschappen kan u met deze handleiding waarderen?</i>	23
3 Belevings- en overdrachtswaarde	27
3.1 Beschrijving	27
3.2 Kwantificering en monetarisering	27
3.3 Toepassing	33
3.4 Een fictief voorbeeld	37
4 Productiediensten	41
4.1 Voedsel en grondstoffen	41
4.2 Water	41
5 Regulerende diensten	45
5.1 Nitraatverwijdering via biologische denitrificatie	45
5.1.1 <i>Beschrijving</i>	45
5.1.2 <i>Kwantificering</i>	46
5.1.3 <i>Monetarisering</i>	54
5.1.4 <i>Toepassingsvoorwaarden</i>	55

5.2	C-, N- en P-opslag in de bodem	56
5.2.1	<i>Beschrijving</i>	56
5.2.2	<i>Kwantificering</i>	58
5.2.3	<i>Monetarisering</i>	69
5.2.4	<i>Toepassing</i>	70
5.3	C-, N- en P-opslag in de strooisellaag en biomassa van bossen	71
5.3.1	<i>Beschrijving</i>	71
5.3.2	<i>Monetarisering</i>	76
5.3.3	<i>Toepassing</i>	76
5.4	Luchtkwaliteit (vnl. fijn stof)	77
5.4.1	<i>Beschrijving</i>	77
5.4.2	<i>Kwantificering</i>	77
5.4.3	<i>Monetarisering</i>	79
5.4.4	<i>Toepassing</i>	80
5.5	Geluidreductie	81
5.5.1	<i>Beschrijving</i>	81
5.5.2	<i>Kwantificering</i>	81
5.5.3	<i>Monetarisering</i>	81
5.5.4	<i>Toepassing</i>	82
5.6	Pollinatie	83
5.6.1	<i>Beschrijving</i>	83
5.6.2	<i>Kwantificering en monetarisering</i>	83
5.7	Bescherming tegen overstromingen	84
	6 Gebruik van deze waarden	87
	Literatuurlijst	91
	Bijlage A: bwk-codes voor toekenning aan natuurtype	95
	Bijlage B: een afgeleide functie	99
	Lijst met afkortingen	104
	Lijst van symbolen	105
	Colofon	106



Lijst van tabellen

tabel 1: formule 1: Relatieve N-verwijdering (%) in functie van verblijftijd	47
tabel 2: formule 2: Relatieve N-verwijdering (%) in functie van oppervlakte en debiet	47
tabel 3: cumulatieve retentie in een oeverzone van 5m breed	49
tabel 4: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren (mg N/m ² .d)	50
tabel 5: potentiële (maximale) denitrificatie in mg N/m ² .d voor combinaties van GLG en GHG voor zware bodems (zware klei, klei, leem en lemig zand).	51
tabel 6: potentiële (maximale) denitrificatie in mg N/m ² .d voor combinaties van GLG en GHG voor lichte bodems (zand, zandleem, licht zandleem).	52
tabel 7: indicatieve grondwaterdiepte op basis van drainageklasse en textuur	53
tabel 8: kengetallen voor enkele ecosystemen (in mg N/m ² .d)	54
tabel 9: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van akkers in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)	59
tabel 10: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van graslanden in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)	59
tabel 11: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van heide in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)	60
tabel 12: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van bossen in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)	60
tabel 13: aanname van relatieve wijzigingen in de koolstofvoorraad ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van de tijd (aanname van jaarlijkse netto-opname)	61
tabel 14: opname en uitstoot van broeikasgassen door moerassen in functie van hun ontwikkelingsstadium	62
tabel 15: samenvattende tabel met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype	65
tabel 16: maximale bosleeftijd en geassocieerde levende biomassa, koolstofopslag en nutriënten-inhoud	72
tabel 17: relatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd	73
tabel 18: kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurtypes (in kg/ha.j)	78
tabel 19: kengetallen voor de kwantificering van afvang van NO _x en NH ₃ door natuurtypes (in kg/ha.j)	79
tabel 20: kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof, NO _x en NH ₃ door natuurtypes (in €/kg)	80
tabel 21: absorptie van geluid per 100m dichte vegetatie	81
tabel 22: waardevermindering van een woning door geluidstoename in dB(A) (% van totale waarde/dB(A))	82
tabel 23: gemiddelde woningprijzen (2005)	82



HOOFDSTUK 1 DOEL VAN DEZE HANDLEIDING

De effecten op natuur en landschap worden vaak slechts kwalitatief meegenomen in beleidsbeslissingen. De belangrijkste reden hiervoor is de afwezigheid van bruikbare en betrouwbare kengetallen voor de kwantificering en monetarisering ervan.

Deze handleiding wil deze lacune zoveel mogelijk wegwerken door waarderingfuncties en kengetallen te geven die bij aggregatie de sociaaleconomische waarde van de veranderingen in een natuurlandschap schatten.

Deze handleiding is hierdoor niet alleen een hulpmiddel voor uitvoerders van MKBA's van plannen met effecten op het natuurlandschap¹, maar kan ook gebruikt worden voor meer algemene doeleinden om veranderingen in ecosysteemdiensten² te monetariseren. Ze biedt een stappenplan om met deze veranderingen rekening te houden door fysieke effecten te vertalen naar welvaartseffecten.

In deze handleiding geven we per ecosysteemdienst functies of kengetallen voor de kwantificering en monetarisering. We geven ook duidelijk aan wanneer men deze kan gebruiken.

De besproken lijst van ecosysteemdiensten is zeker niet volledig, maar bevat naar onze mening de meest belangrijke groepen. De huidige kennis laat niet toe om alle ecosysteemdiensten te kwantificeren en waarderen. Op dit moment zijn nog niet alle onderliggende processen goed gekend waardoor de vertaalslag van ecosysteemfuncties³ naar ecosysteemdiensten niet zomaar één op één is vast te stellen. Geleidelijk aan zal er door wetenschappelijk onderzoek meer informatie beschikbaar komen om ecosysteemdiensten te kwantificeren en monetariseren.

Dit betekent overigens niet dat men in elk plan de volledige lijst moet meenemen. Wie deze handleiding gebruikt, zal per plan moeten bepalen welke effecten van toepassing zijn en op welke schaal ze mogen meetellen.

De lijst van kengetallen en waarderingfuncties kwam tot stand op basis van gedegen literatuuronderzoek en empirisch onderzoek. Voor een gedetailleerde onderbouwing van de gebruikte waarderingfuncties en kengetallen, kan u het rapport "Economische waarderingstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA" (Liekens et al., 2009) raadplegen, dat eveneens in opdracht van LNE werd opgemaakt.

Parallel hiermee heeft ANB de studie "Ecosysteemdiensten in Vlaanderen" uitbesteed⁴. Deze studie biedt een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten in

¹ Eigen definitie: zie hoofdstuk 2.

² Ecosysteemdiensten zijn de goederen en diensten, door een ecosysteem voortgebracht, die een effect hebben op de welvaart/het welzijn van de maatschappij.

³ Ecosysteemfuncties zijn functies die een ecosysteem voortbrengt ten behoeve van andere ecosystemen of de mens.

⁴ Jacobs, S.; Staes, J.; Demeulenaere, B.; Schneiders, A.; Vrebos, D.; Stragier, F.; Vandevenne, F.; Simoens, I.; Van Der Biest, K.; Lettens, S.; De Vos, B.; Van der Aa, B.;

Vlaanderen en focust op de mogelijkheden tot het maximaliseren van ecosysteemwinsten. Het eerste deel van de studie geeft informatie over de ecologische processen die aan ecosystemendiensten ten grondslag liggen en geeft via overzichtskaarten een ruimtelijk inzicht in welke ecosystemendiensten waar in Vlaanderen van belang kunnen zijn. Om het belang van ecosystemendiensten en de koppeling tussen ecosystemendiensten en natuurbehoud aan een breder publiek duidelijk te maken, werden in het tweede deel tevens vijf voorbeeldprojecten uitgewerkt. Het einde van deze studie is voorzien voor eind mei 2010.

Turkelboom, F.; Van Daele, T.; Batelaan O.; Temmerman, S. & Meire, P. 2010. Ecosystemendiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosystemendiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosystemewinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. Ontwerprapport mei 2010. Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).



HOOFDSTUK 2 WAARDERING

In dit hoofdstuk leggen we kort uit wat “economische waardering van natuurlandschappen” inhoudt.

2.1 Wat is economische waardering van een natuurlandschap?

Natuurlandschappen definiëren we in deze studie als “landschappen die grotendeels bestaan uit natuurlijke elementen zoals bomen, wilde planten, water, ... Er komen geen industrie en woonzones in voor. Landbouw is er geen hoofdactiviteit.”

De economische waarde van een natuurlandschap is geen evident begrip. Een natuurlandschap levert goederen en diensten waarvan mensen genieten. Deze ecosysteemdiensten (ESD) bestaan uit vier grote groepen: productiediensten, regulerende diensten, culturele diensten en ondersteunende diensten.

Productiediensten zijn de producten die uit ecosystemen worden verkregen, zoals genetische bronnen, voedsel en vezels, en grondstoffen zoals hout, riet, biomassa voor energie, ...

Regulerende diensten zijn de voordelen uit de regulering van ecosysteemprocessen. Voorbeelden zijn de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten.

Culturele diensten zijn de immateriële geneugten die mensen halen uit ecosystemen door geestelijke verrijking, cognitieve ontwikkeling, recreatie en esthetische beleving. Voorbeelden hiervan zijn kennissystemen, sociale betrekkingen en esthetische waarden.

Ondersteunende diensten zijn ecosysteemfuncties die noodzakelijk zijn voor de productie van alle overige ecosysteemdiensten. Voorbeelden zijn biomassaproductie, productie van atmosferische zuurstof, het vormen en vasthouden van bodems, de voedselkringloop, de waterkringloop en de natuurlijke leefomgeving.

(naar Millenium Ecosystem Assessment, Reid 2006).

Omdat deze diensten nauwelijks op een markt verkocht worden, is er ook geen prijsinformatie beschikbaar. Dit betekent uiteraard niet dat deze diensten geen waarde hebben. Ze dragen immers bij tot de welvaart van een maatschappij. Milieueconomen hebben specifieke waarderingsmethoden ontwikkeld om deze welvaartseffecten te waarderen.

De sociaaleconomische waarde van een natuurlandschap is dus de bijdrage die het natuurlandschap levert aan de menselijke welvaart.

Deze sociaaleconomische waarde zegt niets over de waarde die het heeft voor het welzijn van bepaalde planten en dieren.

2.2 Hoe gebeurt economische waardering van een natuurlandschap?

Om de effecten van een plan op een natuurlandschap te waarderen, identificeren we eerst de fysische effecten. Als een milieueffectrapport (MER) wordt opgesteld, vindt men deze effecten hierin terug. In een volgende stap moet men de invloed van deze effecten op de levering van ecosysteemdiensten begroten. Dit is niet altijd gemakkelijk omdat nog heel wat wetenschappelijke kennis ontbreekt over de wijze waarop bepaalde ecologische processen elkaar beïnvloeden en leiden tot de geleverde diensten. De organisatie van een expertenworkshop is hierbij aangewezen. Daarna moeten men de geïdentificeerde effecten op de ecosysteemdiensten kwantificeren. In een laatste stap monetariseert men deze verandering.

2.2.1 Fysische effecten van het plan op natuurlandschappen

De fysische effecten van een plan op het natuurlandschap kunnen blijvend of tijdelijk zijn. De belangrijkste effecten kunnen zijn:

- 1) areaalverlies
- 2) versnippering
- 3) wijziging van het ecosysteem door verstoring, verdroging/vernatting of vervuiling
- 4) verplaatsing
- 5) wijziging in de belevingskwaliteit

Indien een MER wordt opgesteld, kan men deze effecten hierin terugvinden. Als geen MER wordt opgesteld, moeten ze bepaald worden door experts.

Deze effecten veroorzaken veranderingen in het functioneren van ecosystemen en/of doen deze functies verdwijnen. Sommige functies hebben een impact op de welvaart: dit zijn de ecosysteemgoederen en -diensten.

2.2.2 Invloed op de levering van ecosysteemdiensten

De fysische effecten van een plan op het natuurlandschap moet men vertalen naar effecten op de ecosysteemdiensten. De informatie die men in het kader van een plan verzamelt, is meestal niet toegespitst op deze ecosysteemdiensten.

Men kan zich de volgende vragen stellen:

- Welke ESD brengt het natuurlandschap momenteel voort?
- Welke ESD verdwijnen/wijzigen door het project?

Indien er een nieuw gebied wordt gecreëerd en er zijn locatiealternatieven, zijn twee vragen van belang:

- Welke potentieel voor ESD heeft het te creëren natuurlandschap?
- In welke locatiealternatieven worden deze ESD het best gerealiseerd?

Zodra u alle ESD heeft geïdentificeerd, kijkt u hoe u deze ESD kunt kwantificeren en monetariseren. Als men alle groepen uit de literatuur (De Groot, 2002) zou waarderen en optellen, dan zou dat leiden tot dubbeltellingen.

Normaal gezien zouden we enkel de eindresultaten moeten waarderen zoals de hoeveelheid extra vis of schone lucht (aantal m³ zuivere lucht). Dit is soms niet mogelijk omdat het onder andere zeer moeilijk is om de waarde toe te wijzen aan individuele gebieden. Het is bijvoorbeeld moeilijk om een bepaald deel schone lucht toe te wijzen aan een bepaald gebied. Om de bijdrage aan schone lucht beter te bepalen, zal men daarom in dit geval eerder kiezen om de regulerende diensten te waarderen (verwijdering van het aantal kg van een bepaalde pollutant). Bij elke dienst moet men zich de vraag stellen of deze dienst al dan niet reeds vervat zit in een andere ESD. Zo worden de ondersteunende diensten niet opgenomen in de economische waardering, omdat ze noodzakelijk zijn voor de andere ecosysteemdiensten en daar dus al in vervat zitten⁵.

2.2.3 Kwantificering van ecosysteemdiensten

Wanneer zich in een ecosysteemdienst een verandering voordoet, moet men becijferen hoe groot deze verandering is.

Het is aanbevolen om bij het in kaart brengen van de effecten van een plan zoveel mogelijk monitoringgegevens van het studiegebied bijeen te brengen en zoveel mogelijk informatie te verzamelen over belangrijke factoren die het leveren van ecosysteemdiensten beïnvloeden.

In deze handleiding maken we voor de kwantificering zoveel mogelijk gebruik van kwantificeringsfuncties uit de literatuur en empirisch onderzoek, daarbij lijsten we ook de beïnvloedende factoren op. Waar mogelijk hebben we deze functies voor de toepassing vereenvoudigd zodat het gemakkelijk is om hieruit waarden af te leiden. Als er geen informatie beschikbaar is om de functies of vereenvoudigingen toe te passen, hebben we in een aantal gevallen bruikbare kengetallen uit de literatuur opgesomd waarop men dan beroep kan doen.

2.2.4 Monetarisering van ecosysteemdiensten

Met moneteriseren bedoelen we het omzetten van de effecten op ecosysteemdiensten in geldtermen. Dit kan op basis van verschillende methoden uit de milieu-economie (voor meer details: LNE, 2008). De waardering gebeurt bij voorkeur in onderstaande rangorde. We hebben in deze handleiding steeds de best beschikbare methode gehanteerd.

→ **Marktprijzen**

Als marktprijzen beschikbaar zijn, worden zij gebruikt omdat zij zowel informatie geven over wat de koper hiervoor wil betalen (en dus iets zeggen over de bereidheid tot betalen en de preferenties van de koper), over de prijs die de verkoper wil om die diensten of goederen te leveren als over de resources die hiervoor moeten opgeofferd worden (grondstoffen, energie, kapitaal en arbeid die we niet voor iets anders kunnen gebruiken).

Slechts weinig goederen en diensten van ecosystemen zijn terug te vinden op een markt. Er is weinig informatie over de hoeveelheid goederen die een ecosysteem levert en de kostprijs om de goederen te bekomen.

⁵ In het achtergronddocument op p. 15 e.v. gaan Liekens et al. hier dieper op in.

→ **Geuite voorkeuren**

Via een bevraging peilt men rechtstreeks naar de betalingsbereidheid van de respondenten voor het goed of de dienst. Een hypothetische markt wordt gecreëerd.

Deze methode werd toegepast voor de belevings- en overdrachtswaarde (culturele diensten).

→ **Gereveleerde voorkeuren:**

In dit geval leidt men de preferenties van mensen en hun bereidheid tot betalen af uit hun gedrag op bestaande markten.

In deze studie gebruiken wij deze aanpak voor de waardering van geluidshinder. Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met een beter (slechter) geluidsklimaat uiten mensen hun voorkeur voor een beperking van geluidshinder. Via een statistische analyse schat men dan de bereidheid tot betalen voor vermindering van de hinder als functie van de waarde van het vastgoed (hedonische methode).

→ **Marginale schadekosten**

De marginale schadekost is de bijkomende kost voor een extra eenheid schade toegebracht door een pollutent.

Als een verbetering van een regulerende dienst leidt tot minder schade aan de menselijke gezondheid of economie, dan wordt de waarde van deze schadevermindering gebruikt om deze dienst te waarderen. Dit betekent dat er in de literatuur goede studies moeten zijn die informatie over de schade aan gezondheid of economie leveren.

In de context van deze handleiding is deze informatie beschikbaar voor de afvang van luchtverontreiniging (voornamelijk fijn stof).

De beschikbare informatie over schadekosten voor klimaatverandering is te onvolledig en onzeker om te gebruiken.

Ook voor geluidshinder wordt deze informatie niet gebruikt, maar gaat de voorkeur naar de directe waardering via de hedonische methode.

→ **Marginale reductiekosten**

De reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die nodig zijn om bepaalde milieudoelstellingen te behalen. De marginale reductiekost is de kost per extra eenheid emissievermindering.

De kost van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, vormt de marginale reductiekost voor deze emissie (bij een bepaald doelniveau). Deze marginale reductiekost weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosystemedienst.

Deze benadering is minder goed dan bovenstaande methodes omdat het verband met preferenties en bereidheid tot betalen van mensen minder direct is. Er is wel een indirect verband omdat het beleid bij de keuze van beleidsdoelstellingen – zoals over nutriënten en klimaatverandering – rekening houdt met zowel de mogelijke gevolgen van deze problemen en hoe mensen dat waarderen, als met de kosten van maatregelen om deze problemen op te lossen.

Om deze methode te kunnen toepassen heeft men twee soorten informatie nodig:

- specifieke milieudoelstellingen;
- de kosten van maatregelen om die doelstellingen te bereiken, gerangschikt volgens kosten-effectiviteit.

In het kader van deze handleiding passen we deze methodiek toe op:

- nutriëntenverwijdering op basis van informatie uit de kosten-effectiviteitsanalyse van maatregelen om deze doelstellingen voor Vlaanderen te bereiken (Milieukostenmodel Water).
- klimaatregulatie op basis van literatuurstudies die rekening houden met het geheel van doelstellingen om klimaatverandering te beperken (tot max 2° C) en de kosten van maatregelen die hiervoor worden genomen.

In theorie zou men voor broeikasgassen deze marginale kost ook kunnen afleiden van de marktprijzen voor verhandelbare emissierechten. Omdat deze markt evenwel beperkt is tot enkele sectoren met specifieke doelstellingen weerspiegelen deze marktprijzen niet de marginale reductiekosten voor het geheel van de economie in het licht van de langetermijndoelstellingen. Dezelfde opmerking geldt ook voor marktprijzen voor de aankoop van CO₂-opslag, bijv. in het kader van compensatieprojecten.

2.3 Wat vindt u in deze handleiding?

In deze handleiding vindt u waar mogelijk generieke functies voor zowel de kwantificering als de waardering van de ESD. Indien mogelijk gebruikt u gebiedsspecifieke informatie voor de **kwantificering**. Indien deze niet aanwezig is, kunnen de kengetallen van deze handleiding (gebaseerd op grondig literatuuronderzoek en expert judgement) een hulpmiddel zijn.

U moet dan het getal van de kwantificering vermenigvuldigen met het getal van de **monetarisering**. Het resultaat kan u dan gebruiken in een kosten-batenafweging mits inachtnaam van de tijdshorizon waarin de kosten/baten zich zullen voordoen door verdiscontering⁶.

Verder vindt u terug wanneer en hoe deze cijfers kunnen gebruikt worden. We maken hiervoor ook gebruik van illustratieve voorbeelden die de toepassingswijze van de functies duidelijker maakt.

Een belangrijke aanbeveling bij het gebruik van de waarderingsfunctie voor de belevings- en overdrachtswaarde is om de projecten op een hoog genoeg schaalniveau te definiëren zodat zeker geen dubbeltellingen plaatsvinden. Met het schaalniveau verwijzen we zowel naar de ruimtelijke schaal als naar de beslissingsschaal. De waarderingsfunctie is meer geschikt voor beslissingen op planniveau dan voor de waardering van kleine individuele gebieden in de uitvoeringsfase.

⁶ Om een zinvolle vergelijking te kunnen maken moet men van alle kosten en baten de actuele waarde berekenen; dit noemen we verdisconteren (LNE, 2008).

2.3.1 Welke ecosystemendiensten en welke niet?

De lijst van ecosystemendiensten in deze handleiding is zeker niet limitatief. We hebben ervoor gekozen om te focussen op deze ecosystemendiensten die enerzijds wetenschappelijk goed onderbouwd kunnen worden en die anderzijds een potentieel belangrijke rol kunnen spelen in de waardering van natuurlandschappen. Verder onderzoek zal de lijst zeker uitbreiden.

Deze handleiding bespreekt de volgende ecosystemendiensten:

Productiediensten (enkel kwalitatief):

- grondstoffen (hout, riet, ...)
- energie uit biomassa
- water

Regulerende diensten:

- denitrificatie
- C-sequestratie in bodem en biomassa
- N- en P-opname in bodem en biomassa
- verbetering luchtkwaliteit door afvang van fijn stof
- geluidbuffering
- pollinatie
- bescherming tegen overstromingen

Culturele diensten:

- belevingswaarde
- overdrachtswaarde (waarde van behoud voor toekomstige generaties en beschikbaarheid van habitat voor planten en dieren).

In de literatuur worden ook nog volgende ecosystemegoederen en diensten opgesomd, waarvoor geen functies of kengetallen in deze handleiding voorhanden zijn:

Productiediensten (deze goederen en diensten kunnen potentieel belangrijk worden):

- voedingsmiddelen (vis, zoute landbouw, aquacultuur, ...)
- grondstoffen (hout, riet, ...)
- energie uit biomassa
- genetische hulpbronnen (waarschijnlijk minder relevant voor Vlaamse ecosystemen)
- bijdrage aan volksgezondheid
- vaarmogelijkheden

Regulerende diensten:

- preventie bodemerosie
- sedimentatiebeheersing
- kraamkamerfunctie (gelinkt aan productiefunctie vis)
- begraving van zware metalen
- beluchting water
- plagen- en ziektencontrole

Culturele diensten:

- historische waarde
- culturele waarde (artistieke inspiratie, ...)

2.3.2 Welke natuurlandschappen kan u met deze handleiding waarderen?

Deze handleiding kan gebruikt worden voor de meeste natuurlandschappen in Vlaanderen. Voor de bevraging hebben we ons beperkt tot natuurlandschappen met volgende natuurtypes (ingedeeld in grote groepen):

Natuurlijke graslanden

Natuurlijke graslanden komen voor in gebieden waar geen bemesting plaatsvindt en die af en toe gemaaid of begraasd worden. Zonder dit maaien of begrazen zouden ze spontaan evolueren tot ruigten en uiteindelijk bossen. Voor het beheer worden soms landbouwers ingeschakeld. Doordat er geen extra bemesting plaatsvindt, komen er naast grassen ook diverse andere bloemen en kruiden voor.

Pioniervegetaties

Pioniervegetaties ontstaan op kale bodem. Er wordt een schaarse begroeiing teruggevonden, met soms een aantal zeldzame planten, bloemen en insecten. Deze plaatsen zijn broedplaatsen voor verschillende vogels. De bodem moet af en toe opnieuw worden vrijgemaakt, anders evolueert het gebied tot een grasland en vervolgens tot ruigte en uiteindelijk bos.

Open water, riet en moeras

Riet- en moerasgebieden zijn een overgangsgebied tussen water en land met stilstaand open water in plassen en vijvers, uitgebreide rietkragen, rietbedekking, waterplanten en moerasbossen. Ze worden actief beheerd met oog op het behoud, herstel of de ontwikkeling van soorten zoals waterplanten, waterinsecten, vissen, amfibieën en vogels.

Slikken en schorren

Slikken zijn gevormd door zoet- en zoutwaterslib. Bij hoogwater staan ze vrijwel helemaal onder water, bij eb staan ze droog. Schorren liggen hoger dan slikken. Ze liggen buiten bedijkt gebied en worden niet dagelijks overspoeld, maar slechts een paar maal per jaar. Beide kennen hun eigen plantengroei en diersoorten. Het beheer van de schorren bestaat uit het maaien van riet en begrazing.

Heide en landduinen

Heide en landduinen komen voor op zandige gronden. Heide bestaat vooral uit dwergstruiken, landduinen uit zandophopingen al dan niet met begroeiing van laagblijvende grassen, kruiden en mossen. Er kunnen ook struiken en bomen voorkomen zoals brem, vlier of naaldhout. Heide en landduinen zijn belangrijk voor specifieke planten, insectensoorten, reptielen en vogels. Het beheer van de resterende heide is vooral van de mens afhankelijk. Begrazing door schapen kan worden toegepast om de heide te onderhouden.

Bossen

In bossen bepalen bomen het uitzicht, maar er komt meestal een grote verscheidenheid aan andere planten, mossen, zwammen, insecten, vogels en zoogdieren voor. De bossen waarover het hier gaat worden duurzaam beheerd met oog op het behoud, herstel of ontwikkeling van soorten. Zo worden niet-streekeigen soorten of homogene aanplanten geleidelijk verwijderd om een meer gevarieerde en natuurlijke bosgemeenschap te creëren. Economische houtkap is er van ondergeschikt belang.

De waarderingsfunctie voor de belevings- en overdrachtswaarde (zie volgend hoofdstuk) vertrekt van een akker of weiland zonder veel natuurwaarden of landschappelijke waarden. We definieerden deze als volgt:

Akker of weiland

Op deze gronden primeert de opbrengst van landbouwgewassen of veeteelt op deze gronden. De natuurwaarden zijn van ondergeschikt belang. Als men toch aandacht besteedt aan de natuurwaarden, bijvoorbeeld door herstel en behoud van kleine landschapselementen, dan zijn akkers en weilanden belangrijk voor bepaalde soorten vogels, insecten en zoogdieren.

Link met BWK-codes

In de bijlage vindt u een lijst die de codes in de Biologische waarderingskaart (BWK) koppelt aan bovenstaande types natuurlandschap. Pioniervegetatie komt nauwelijks voor in de BWK omdat het een zeer dynamisch ecosysteem is. In de omgeving van zeehavens heeft dit natuurtype een specifieke betekenis, vandaar dat we het opnamen in de indeling. Ook slikken en schorren zijn in de BWK niet volledig behandeld.

Kustduinen zitten niet in deze indeling omdat het gebruik van deze categorie in de testfase van de bevraging voor het bepalen van de belevings- en overdrachtswaarde (zie hoofdstuk 3) veel protest uitlokte aangezien kustduinen nu eenmaal zeer specifiek aan de kust liggen en niet elders. Bovendien zijn zij moeilijk los te koppelen van de beleving van strand en zee, wat een totaal andere perceptie zou geven dan voor de andere natuurtypes (meer informatie in achtergrondrapport pag. 36 e.v. Liekens et al. 2009).



HOOFDSTUK 3 BELEVINGS- EN OVERDRACHTSWAARDE

3.1 Beschrijving

Natuurlandschappen hebben voor mensen een belangrijke waarde omdat mensen kunnen genieten van het uitzicht en er zich in kunnen recreëren (belevingswaarde). Daarnaast hechten mensen ook een waarde aan natuurlandschappen omdat het open ruimte en natuurwaarden vrijwaart voor de toekomstige generaties en omdat het een habitat biedt voor verschillende plant- en diersoorten (overdrachtswaarde).

3.2 Kwantificering en monetaarisering

De belevings- en overdrachtswaarde wordt uitgedrukt in de betalingsbereidheid (BTB) voor het natuurlandschap, met andere woorden wat mensen willen betalen voor het verkrijgen van een natuurlandschap. Deze waarde is sterk afhankelijk van de kenmerken van het gebied zelf, maar ook van de afstand van het gebied tot de woonplaats, het inkomen waarover het huishouden beschikt en andere kenmerken van de huishoudens.

Verschillende studies tonen aan dat de betalingsbereidheid sterk kan variëren in functie van de bovenstaande factoren. We raden sterk af om een gemiddelde betalingsbereidheid te extrapoleren naar andere gebieden door enkel rekening te houden met het aantal huishoudens in een regio of land of om te werken met gemiddelde waarden per ha.

Vanuit empirisch onderzoek (Liekens et al., 2009) werd specifiek voor gebruik in Vlaanderen een **waarderingfunctie** afgeleid die de belevings- en overdrachtswaarde van een natuurlandschap per huishouden kan bepalen:

$$\text{BTB} = (a * \text{pioniervegetatie} + b * \text{slikken en schorren} + c * \text{graslanden} + d * \text{bossen} + e * \text{open water, riet en moeras} + f * \text{heide en landduinen} + g * \text{omvang1 in hectare} + h * \text{soortenrijkdom} - i * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + j * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} - k * \text{afstand in kilometer} + l * \text{natuurlijke omgeving} + m * \text{bebouwde omgeving} - n * \text{industriële omgeving} + o * \text{inkomen} - p * \% \text{ vrouwen} + q * \% \text{ lidmaatschap}) * (r * \text{omvang2 in hectare})$$

En BTB is groter of gelijk aan nul.

Met volgende coëfficiënten:

var.	bepalende factor	Reeks 1	Reeks2
	Toepassingsgebied: afhankelijk van beschikbaarheid natuur	$B \leq (A+ 200 \text{ ha})$	$B > A+ 200 \text{ ha}$
a	pioniersvegetatie	122	3,97E-02
b	slikken en schorren	93	3,03E-02
c	graslanden	92	2,99E-02
d	bossen	157	5,11E-02
e	open water, riet en moeras	133	4,33E-02
f	heide en landduinen	133	4,33E-02
g	omvang1	0,05	0
h	soortenrijkdom	28	9,11E-03
i	hoge soortenrijkdom * leeftijd	-0,36	-1,17E-04
j	aanwezigheid van wandel- en fietspaden	34	1,11E-02
k	afstand	-0,63	-2,05E-04
l	natuurlijke omgeving	8	2,60E-03
m	bebouwde omgeving	8	2,60E-03
n	industriële omgeving	-15	-4,88E-03
o	inkomen	0,01	3,25E-06
p	% vrouwen	-37	-1,20E-02
q	% lidmaatschap	108	3,51E-02
r	omvang2	1	1

Legende:

A = beschikbaarheid van natuurgebieden en natuurlandschappen in 2009, binnen 50 km van de gemeente (in aantal hectare).

B = beschikbaarheid van natuurgebieden en natuurlandschappen in het jaar van de studie, binnen 50 km van de gemeente (in aantal hectare).

In de volgende paragrafen leggen we uit hoe u deze formule kan gebruiken.

Uit het keuze-experiment (in 2009) leiden we af dat mensen een positieve waardering en BTB hebben voor bijkomende natuurgebieden (bijkomend in verhouding tot 2009), en dat ze die gebieden iets meer waarderen als deze groter zijn (+ €0,05/hh.j per bijkomende ha). Om de waarderingsfunctie en informatie die hieruit volgt te kunnen gebruiken, moeten we onderscheid maken tussen 4 mogelijke situaties:

- *Situatie 1:* in verhouding tot de situatie in 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen gelijk gebleven of is er tot maximum 200 ha bijkomen. In deze situatie mogen we aannemen dat mensen eenzelfde BTB hebben voor extra natuur als in 2009, en kunnen we de waarderingsfunctie toepassen met coëfficiëntenreeks 1.
- *Situatie 2:* in verhouding tot de situatie in 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen gedaald. In deze situatie mogen we aannemen dat mensen minstens eenzelfde BTB hebben voor extra natuur als in 2009, en kunnen we de waarderingsfunctie toepassen met coëfficiëntenreeks 1.
- *Situatie 3:* in verhouding tot de situatie in 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen toegenomen (met minstens 200 ha). In dat geval kunnen we de functie niet zomaar toepassen, omdat dit tot een overschatting van de baten zou leiden. We kunnen op basis van de informatie uit de bevraging en bovenstaande waarderingsfunctie wel een 'kengetal-functie' afleiden die we kunnen hanteren om de belevings- en overdrachtswaarde te berekenen. Dit is de coëfficiëntenreeks 2. Omdat de BTB van een huishouden daalt in functie van de afstand van hun woonplaats tot dat gebied, kan de BTB volgens de afgeleide formule negatief worden. Wanneer de toepassing van de afgeleide formule leidt tot een negatief getal, stellen we de BTB gelijk aan 0.
- *Situatie 4:* een vierde mogelijkheid is dat het gaat om een natuurcompensatie en er met andere woorden natuur verdwijnt door het plan die ergens anders moet worden (her)aangelegd. In dit geval gebruikt u steeds coëfficiëntenreeks 1 (voor zowel het gebied dat verdwijnt als het gebied dat bijkomt).

De onderbouwing van deze werkwijze vindt u terug in bijlage B.

In onderstaande tabel vindt u een overzicht van de vereiste inputgegevens voor de parameters:

Factor	Voorwaarde	Wat moet ingevuld worden
Natuurtype: - pioniervegetatie - slikken en schorren - graslanden - bossen - open water, riet en moeras - heide en landduinen	<i>als afwezig</i> <i>als aanwezig en dominant</i> <i>als meerdere natuurtypes</i>	0 1 <i>aandeel van elke type uitgedrukt in getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Omvang1		<i>oppervlakte in hectare</i>
Soortenrijkdom	<i>geen gezond ecosysteem en zonder rode lijstsoorten</i> <i>gezond ecosysteem of met rode lijstsoorten</i>	0 1 <i>bij meerdere gebieden met zowel lage als hoge: aandeel uitgedrukt in getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Leeftijd*	<i>als soortenrijkdom hoog</i>	<i>gemiddelde leeftijd van de inwoners > 18 jaar</i>
Aangelegde wandel- en fietspaden	<i>afwezig</i> <i>aanwezig</i>	0 1
Afstand		<i>kortste afstand van centrum gemeente tot gebied in km</i>
Aangrenzende omgeving - Natuurlijke omgeving - Bebouwde omgeving - Industriële omgeving	<i>als het er niet aan grenst</i> <i>als het er aan grenst</i> <i>als het grenst aan meerdere types landschap</i>	0 1 <i>aandeel van elke type uitgedrukt in getal tussen 0 en 1 (met 100% = 1)</i>
Inkomen		<i>gemiddeld maandelijks netto gezinsinkomen in de gemeente in €/mnd</i>
%vrouwen		<i>aandeel vrouwen in de gemeente in % (met 100%=1)</i>
% lidmaatschap		<i>aandeel leden van natuur- en milieuorganisaties in de gemeente in %**</i>
Omvang2	<i>indien coëfficiënten reeks 1</i> <i>indien coëfficiënten reeks 2</i>	1 *** <i>oppervlakte in ha</i>

* is niet relevant bij een lage soortenrijkdom

** of bij benadering het cijfer voor Vlaanderen

*** op deze wijze wordt deze parameter ook gewoon 1

U bepaalt dus de volgende gegevens:

- **Natuurtype** (pioniervegetatie, slikken en schorren, graslanden, bossen, open water, riet en moeras, heide en landduinen): U kunt het natuurtype eventueel bepalen aan de hand van de BWK-code (zie bijlage), vul een 1 achter de desbetreffende parameter en zet de andere op nul. Indien het gebied uit meerdere natuurtypes

bestaat, moet u bepalen welk natuurtype het meest toepasselijk is. Zijn in het gebied grote delen (minstens 10 ha) verschillend, dan kan u voor elk natuurtype in plaats van 1 de verhouding tot het geheel invullen. Bijvoorbeeld: 50 ha groot gebied waar 25 ha slik en schor en 25 ha natte bossen. Vul dan achter parameter bos $\frac{1}{2}$ in en achter parameter slik en schor ook $\frac{1}{2}$. De andere parameters zet u op nul.

- **Omvang 1** van het gebied: vul bij de parameter omvang in hectare het totale aantal ha in.
- **Soortenrijkdom**: vul een 1 in als het gebied een gezond ecosysteem is of als het zeldzame soorten in Vlaanderen (rode lijstsoorten) bevat. Indien geen van deze beide voorwaarden geldt, vul dan 0 in. Bij meerder natuurtypes/gebieden waarbij sommige een hoge soortenrijkdom bezitten en andere niet: vul achter de parameter het aandeel hoge soortenrijkdom in bijv. 0,5.
- **Aanwezigheid paden**: indien er paden (wandelen, fiets, ruiters) aanwezig zijn in het gebied, vul dan 1 in. Indien geen paden in het gebied aanwezig zijn (ook al kan men er op zich wel in) vul dan 0 in.
- **Aangrenzende omgeving**: aan welke soort omgeving grenst (of komt te grenzen) het natuurlandschap overwegend:
 - aangrenzend aan bebouwing (woonzone): zet de parameter bebouwde omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan industrie: zet de parameter industriële omgeving op 1, de parameters bebouwde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.
 - aangrenzend aan bestaande natuur: zet de parameter natuurlijke omgeving op 1, de parameters industriële omgeving en bebouwde omgeving op 0.
 - aangrenzend aan landbouwgebied: dit is het startniveau van de functie dus zet de parameters industriële omgeving, bebouwde omgeving en natuurlijke omgeving op 0.

Indien het landschap grenst aan meerdere types verschillend van landbouw, ga dan als volgt te werk: vul proportioneel de desbetreffende parameters in. Als een gebied bijvoorbeeld grenst aan zowel bebouwing als industrie, vul dan $\frac{1}{2}$ in bij bebouwde omgeving en $\frac{1}{2}$ bij industriële omgeving.

- **Bepaal de gemeenten in een straal van 50 km rond het studiegebied**. Vul per gemeente de waarderingsfunctie in met bovenstaande parameters en de volgende specifieke gemeenteparameters:
 - afstand: de afstand van het centrum van de gemeente tot de grens van het gebied in km (in vogelvlucht of beter nog over de weg, afhankelijk van de tot uw beschikking zijnde GIS-tools)
 - het % vrouwen (in procenten bijv. 50% = invullen 0,5)
 - het gemiddelde maandelijkse gezinsinkomen (belastingaangiften)
 - de gemiddelde volwassen leeftijd (vanaf 18 jaar). Leeftijd speelt geen rol als de soortenrijkdom laag is en in dat geval hoeft dit niet opgezocht te worden want dan wordt deze parameter op 0 gezet
 - de totale oppervlakte natuurlandschap in een straal van 50 km in 2009
 - de totale oppervlakte natuurlandschap in een straal van 50 km in het jaar van de studie (bijv. 2012).

- Deze gegevens zijn terug te vinden op de website van de Studiedienst van de Vlaamse regering (<http://www4.vlaanderen.be/dar/svr/Cijfers/Pages/Excel.aspx>) of op die van de FOD economie (<http://statbel.fgov.be/nl/statistieken/cijfers/index.jsp>)

Indien u dit nog meer gedetailleerd wenst uit te rekenen, kan u gebruik maken van de statistische sectoren⁷. Ook deze informatie is op de website van de Studiedienst van de Vlaamse Regering te vinden. U gaat dan op dezelfde manier te werk.

Voor het percentage lidmaatschap baseert u zich best op de survey sociaal-culturele verschuivingen die de Studiedienst van de Vlaamse Regering jaarlijks uitvoert. De laatste jaren lag het aantal leden van natuur- en milieuorganisaties rond de 6%. Op basis van een mededeling van Natuurpunt kan men ervan uitgaan dat dit evenredig verdeeld is over de gemeenten.

Voor het bepalen van de totale oppervlakte natuurlandschap in een straal van 50 km kan u zowel voor 2009 als voor het huidige tijdstip gebruik maken van gegevens van NARA. De indicator "oppervlakte met effectief natuurbeheer" komt hiervoor het beste in aanmerking. Deze is beschikbaar in de natuurrapporten en de indicatorenatlas.

U bepaalt in welke van de vier bovenvermelde situaties het studiegebied zich bevindt (o.b.v. de verhouding natuur t.o.v. 2009), en berekent de BTB op basis van de correcte waarderingsfunctie op de hierboven uitgelegde wijze voor alle gemeenten (statistische sectoren) in een straal van 50 km. De bekomen waarde per gemeente vermenigvuldigt u met het aantal huishoudens in deze gemeente. Het aantal huishoudens vindt u terug op de website van de studiedienst van de Vlaamse regering:

http://www4.vlaanderen.be/dar/svr/cijfers/Exceltabellen/demografie/5_Huishoudens/2_Gemeenten/1_Huishoudens_per_gemeente.xls

Als u dan al deze waarden optelt, bekomt u de totale belevings- en overdrachtswaarde. Door deze methode houdt u niet alleen rekening met de bevolkingskenmerken die een invloed hebben op de betalingsbereidheid maar ook met de afstand van de huishoudens tot het gebied. Dit is nodig aangezien de betalingsbereidheid daalt naarmate de afstand tot het gebied stijgt.

Hoe de verhouding natuur bepalen ten opzichte van de situatie in 2009?

Het gebied waarvoor u de evolutie van de aanwezigheid van natuurgebieden moet natrekken is de straal van 50 km rond de woonplaats van de huishoudens. Men moet enkel rekening houden met de evolutie in Vlaanderen.

Voor elke gemeente waarvan het middelpunt binnen de straal van 50 km rond het natuurlandschap ligt, moet u dus in een straal van 50 km bekijken wat de toename of afname van natuurlandschap is ten opzichte van 2009.

Op basis van het resultaat van deze analyse bepaalt u of u voor (de huishoudens in) deze gemeente de eerste reeks parameters gebruikt of de tweede reeks.

⁷ Een statistische sector is de kleinste territoriale basiseenheid gecreëerd door het Belgische Nationaal Instituut voor de Statistiek waarvoor nog socio-economische statistieken worden opgesteld. Anno 2007 waren er in België 19.781 statistische sectoren.

3.3 Toepassing

De waarderingsfunctie is afgeleid van een keuze-experiment⁸ waarbij mensen specifieke scenario's hebben beoordeeld. De projecten die in een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) worden beoordeeld zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur hebben gevolgen voor het toepassen van de waarderingsfunctie. We bespreken hier de verschillende elementen die hierbij van belang zijn, met name:

- De kenmerken van het gebied dat omgezet wordt.
- De mate van toepasbaarheid in Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen.
- De manier om verschillende deelgebieden binnen één project te waarderen.

→ ***Kenmerken van het gebied dat omgezet wordt***

De waarderingsfunctie berekent de betalingsbereidheid voor een verandering. De uitgangssituatie voor deze verandering was in de waarderingsstudie een landbouwgebied met weinig natuur- en/of landschappelijke waarden, een lage soortenrijkdom, zonder wandel- of fietspaden doorheen het gebied en grenzend aan ander landbouwgebied. Als het nieuw te creëren natuurlandschap in een gebied ligt dat van deze kenmerken verschilt, dan moet u hiermee rekening houden bij het invullen van de waarderingsfunctie. Indien er doorheen het huidige gebied al aangelegde wandel- en fietspaden liggen of er is een hoge soortenrijkdom aanwezig dan moet u deze parameters op 0 zetten. De extra waarde door bijvoorbeeld hoge soortenrijkdom ten opzichte van een lage soortenrijkdom wordt hier immers niet bekomen.

Heeft het huidige gebied een landschappelijke waarde (historische, culturele waarde) dan overschat de functie vermoedelijk de extra belevings- en overdrachtswaarde van het nieuwe gebied. Omdat er praktisch geen gegevens bestaan over monetaire waarde van de historische waarde van landschappen, kunnen we hiervoor geen correctie voorzien. U moet deze waarde dan met de nodige omzichtigheid gebruiken.

De bandbreedte in de bevraging omvatte gebieden van 10 tot 200 ha. We hebben in deze handleiding de waarderingsformule verder uitgewerkt om ze ook te kunnen toepassen op gebieden groter dan 200 ha, ook al zal de onzekerheid op deze uitkomsten groter zijn. Voor gebieden kleiner dan 10 ha kan men de waarderingsfunctie niet gebruiken omdat we niet weten in welke mate mensen die kleinere gebieden waarderen.

De waarderingsfunctie is ontwikkeld voor de aanleg van nieuwe natuur. Toch kan men ze ook gebruiken als een proxy voor de waardering van negatieve veranderingen in bestaande gebieden of indien het gebied dreigt te verdwijnen. Ook hier is voorzichtigheid geboden. De betalingsbereidheid om te voorkomen dat iets verdwijnt verschilt (en is allicht hoger) van de betalingsbereidheid voor het verkrijgen van een nieuw gebied. De waarde voor het verdwijnen van een bestaand gebied moet meegenomen worden aan de kostenkant van het project.

⁸ Voor meer info over deze methode zie bvb LNE, 2008.

→ **Toepasbaarheid voor Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen.**

Deze waarderingsfunctie is vooral geschikt voor de provincies Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en de westelijke helft van de provincie Antwerpen, omdat de bevraging voornamelijk in deze gebieden is uitgevoerd.

Voor de Kempen en de provincie Limburg moet men ze met een zekere voorzichtigheid gebruiken. We kunnen voor deze andere regio's namelijk niet bepalen of de data de echte betalingsbereidheid over- of onderschatten. Omdat deze regio's ten opzichte van de andere provincies meer groene ruimte ter beschikking hebben, verwachten we dat de betalingsbereidheid hier lager ligt, waardoor de waarderingsfunctie de betalingsbereidheid in deze regio's mogelijk zou overschatten. Sommige literatuur geeft dan weer aan dat mensen die in een groene omgeving wonen een hogere betalingsbereidheid hebben voor meer groen omdat zij dit heel belangrijk vinden en precies daarom op die locatie zijn gaan wonen.

Algemeen stellen we dat de waarderingsfunctie voor plannen binnen heel Vlaanderen gebruikt kan worden.

Huishoudens in aangrenzende regio's en landen meenemen?

Het keuze-experiment is enkel gebaseerd op een bevraging van inwoners in Vlaanderen, en op die basis weten we niet in welke mate mensen in naburige regio's belevings- en overdrachtswaarde ontlenen aan de beschikbaarheid van meer natuurgebieden in Vlaanderen. In de mate dat deze waarde gelinkt is aan het gebruik van de gebieden, mag men verwachten dat mensen ook gebieden over de grens waarderen, omdat ze die de facto ook kunnen bezoeken. De waarderingsfunctie heeft echter zowel betrekking op belevingswaardes als overdrachtswaardes zonder dat we beide volledig kunnen scheiden.

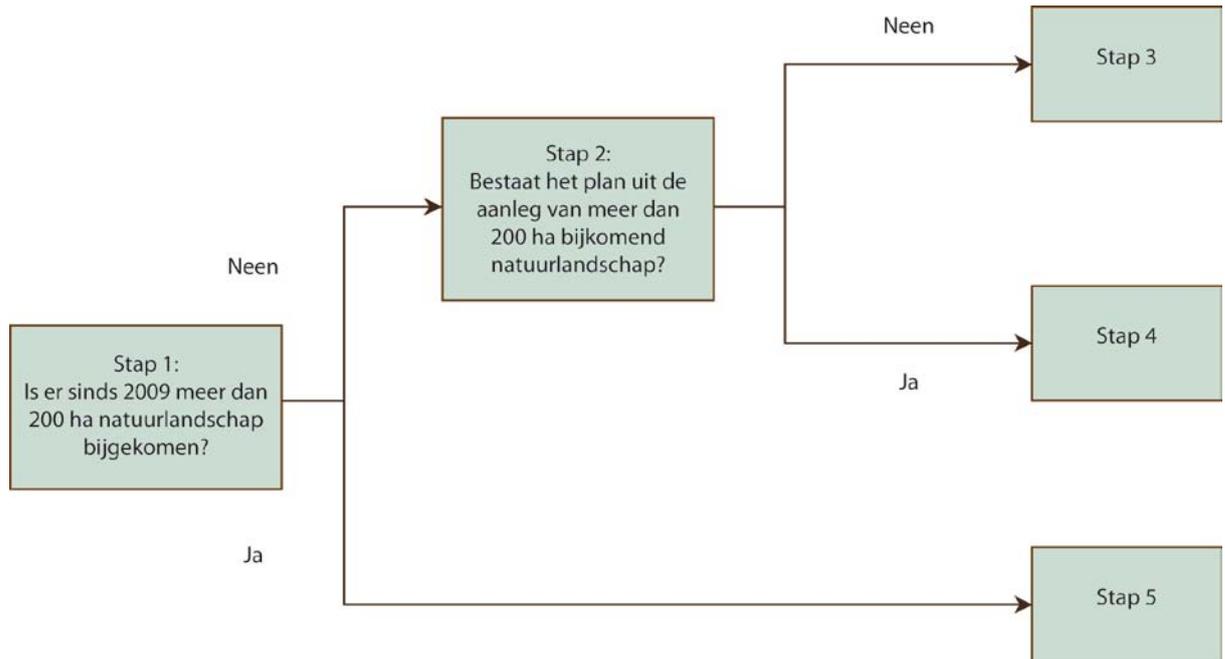
We hebben onvoldoende zicht op de motieven die de mensen laten meespelen bij de waardering van de overdrachtswaarde om een inschatting te kunnen maken over hoe respondenten uit Vlaanderen extra natuurgebieden over de grens waarderen. Verder hebben we helemaal geen zicht op hoe mensen uit naburige regio's projecten in Vlaanderen waarderen.

Op basis van deze overwegingen raden we aan om de waarderingsfunctie niet toe te passen voor huishoudens buiten Vlaanderen. Dit leidt mogelijk wel tot een vertekening van de waarde van gebieden die dichterbij de grens gelegen zijn.

→ **Manier om verschillende deelgebieden binnen één project te waarderen**

De waarderingsfunctie geldt in principe voor één plan waarin de omzetting van één aaneengesloten gebied van maximum 200 ha wordt gewaardeerd. De resultaten tonen dat mensen deze gebieden waarderen, ook als ze op een afstand tot 50 km van dat gebied wonen. Ze tonen verder ook dat mensen een groter gebied wel meer waarderen dan een kleiner gebied, maar dat de meerwaarde van een groter gebied vrij beperkt is (€0,05/ha). In de praktijk kan één plan (of één van de alternatieven) bestaan uit niet-aaneengesloten gebieden. Verder is het mogelijk dat er binnen die straal van 50 km van de woonplaats van een huishouden meerdere projecten overwogen worden.

We hebben in de bevraging niet getest hoe mensen denken over één groot gebied ten opzichte van meerdere kleine gebieden. In deze handleiding geven we daarom weer hoe men pragmatisch met deze situatie kan omgaan. We onderscheiden hierbij verschillende situaties. Afhankelijk van de situatie dient u een andere aanpak te volgen.



Stap 1: Hoe verhoudt de huidige situatie zich tot de beschikbaarheid van natuur in 2009?

Als in deze situatie de functie met de coëfficiënten uit reeks 1 relevant is (beschikbare hoeveelheid natuur op huidig tijdstip is niet groter dan deze in 2009 + 200 ha), ga dan naar stap 2. Zoniet, ga naar stap 5.

Stap 2: Over hoeveel hectare extra natuur in het plan gaat het?

Als dit minder dan 200 ha is, ga dan naar stap 3. Als dit meer is dan 200 ha, ga dan naar stap 4.

Stap 3: De totale oppervlakte extra natuur bedraagt minder dan 200 ha.

In dit geval is het noodzakelijk om bij het gebruik van de waarderingfunctie met de coëfficiënten uit reeks 1 de oppervlakte van vele kleine gebieden als één enkel gebied te beschouwen. Het is verkeerd om in dergelijke gevallen de waarderingfunctie toe te passen voor elk individueel gebiedje afzonderlijk, en daarna de waardes van al die deelprojectjes op te tellen, want dit zou in de praktijk leiden tot dubbeltellingen. In een extreem geval zou men zo immers 20 kleine projectjes van 10 ha vele malen hoger waarderen dan de maximale waardering voor één groot gebied, en bovendien ook veel hoger dan wat de resultaten van de bevraging aangeven. De algemene conclusie is dat men de waarderingfunctie het beste toepast op grootschaligere plannen, waarbij men verschillende initiatieven voor natuurontwikkeling/ compensatie samenneemt.

Als men meerdere deelprojecten samen beoordeelt, dan zijn er geen goed onderbouwde rekenregels die toelaten om het aandeel van de verschillende deelgebieden in de totale waarde van het project te berekenen. Wil men weten wat het effect is van het toevoegen van een extra deelgebied (bijv. 200 ha nieuw natuurlandschap in plaats van 180 ha nieuw natuurlandschap), of het wijzigen van bepaalde kenmerken bijv. een ander natuurtype in één bepaald gebied te kennen, dan is het aangewezen om voor al deze varianten de totale waarde van het ganse project te berekenen, en dan deze waarde voor de verschillende varianten te vergelijken.

Concreet betekent dit: voor alternatieven waarin meerdere kleine gebieden aangelegd worden, vult u de waarderingfunctie slechts eenmaal in voor de totale oppervlakte van

de gebieden. Natuurtype, soortenrijkdom, aanwezigheid van wandel- en fietspaden en aangrenzende omgeving moeten dan proportioneel ingevuld worden. Voor de afstand van de gemeente tot het gebied neemt u de kortste afstand tot één van de gebieden.

Deze praktische oplossing biedt soelaas in de meeste gevallen maar kan vreemde resultaten opleveren bij een vergelijking van twee alternatieven waarbij het ene alternatief volledig vervat zit in het tweede alternatief bijv. alternatief 1 bestaat uit 50 ha bos en alternatief 2 bestaat uit 50 ha bos en 50 grasland. In dit geval moet de waarde van het tweede alternatief minstens gelijk worden gesteld aan deze van het eerste alternatief.

Stap 4: De totale oppervlakte extra natuur bedraagt meer dan 200 ha.

U selecteert eerst één of meerdere deelgebieden die samen minstens 200 ha vormen. Op deze gebieden past u de werkwijze uit stap 3 toe.

Voor de resterende gebieden past u de formule met coëfficiënten uit reeks 2 toe. Dit kan in principe voor elk gebied afzonderlijk zonder gevaar voor dubbeltellingen.

Noot: voor een snellere, vereenvoudigde inschatting is het ook mogelijk om meerdere van de resterende gebieden samen te voegen tot één groter gebied. Het is a-priori niet aan te geven hoe groot het verschil tussen deze vereenvoudigde benadering en een meer gedetailleerde inschatting zal zijn.

Stap 5:

U past de formule met coëfficiënten uit reeks 2 toe. Dit kan op elk gebiedje afzonderlijk zonder gevaar voor dubbeltellingen.

Noot: voor een snellere, vereenvoudigde inschatting is het ook mogelijk om meerdere gebieden samen te voegen tot één groter gebied. Het is a-priori niet aan te geven hoe groot het verschil tussen deze vereenvoudigde benadering en een meer gedetailleerde inschatting zal zijn.

3.4 Een fictief voorbeeld

Een infrastructuurproject zorgt ervoor dat een moeras nabij Mechelen volledig verdwijnt. Dit moeras heeft de volgende kenmerken: een oppervlakte van 50 ha, geen paden in het gebied, hoge soortenrijkdom, grenzend aan landbouwgebied. Het gebied moet gecompenseerd worden. Er zijn twee mogelijke alternatieven:

- a) 50 ha natuurlijk grasland, geen paden in het gebied, hoge soortenrijkdom, grenzend aan bestaande natuur langs de Dijle.
- b) 2 gebieden van 25 ha gemengd bos en moeras, wel paden in het bos, hoge soortenrijkdom, grenzend aan bewoning in Mechelen voor het bos, grenzend aan de Dijle voor het moeras.

Dit voorbeeld valt onder situatie 4. Daarom gebruiken we voor alle gebieden coëfficiëntenreeks 1. We berekenen de belevings- en overdrachtswaarde voor Mechelen als volgt:

Kwantificering: aantal huishoudens in Mechelen: 34 163 huishoudens

De gemiddelde volwassen leeftijd is 48, het gemiddelde huishoudinkomen bedraagt €1955/maand en 51% van de bevolking is vrouwelijk. 6% van de huishoudens is lid van een natuur- of milieuvereniging.

De mensen wonen gemiddeld 5 km van het te verdwijnen moeras af.

Ze wonen gemiddeld 5 km van het natuurlijk grasland langs de Dijle en gemiddeld 3 km van het gemengd bos/moeras.

(dit zijn fictieve cijfers)

De te gebruiken waarderingsfunctie:

$$\text{BTB} = 122 * \text{pioniervegetatie} + 93 * \text{slikken en schorren} + 92 * \text{graslanden} + 157 * \text{bossen} + 133 * \text{open water, riet en moeras} + 133 * \text{heide en landduinen} + 0.05 * \text{omvang in hectare} + 28 * \text{hoge soortenrijkdom} + 34 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} - 0.63 * \text{afstand in kilometer} + 8 * \text{natuurlijke omgeving} + 8 * \text{bebouwde omgeving} - 15 * \text{industriële omgeving} - 0.36 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0.01 * \text{inkomen} - 37 * \% \text{ vrouwen} + 108 * \% \text{ lidmaatschap}.$$

Factor	bestaand gebied	alternatief a	alternatief b
Pioniervegetatie	0	0	0
Slikken en schorren	0	0	0
Graslanden	0	1	0
Bossen	0	0	0,5 (50% bos)
Open water, riet en moeras	1	0	0,5 (50% moeras)
Heide en landduinen	0	0	0
Omvang	50 ha	50 ha	50 ha
Soortenrijkdom	1	1	1
Indien soortenrijkdom hoog Dan leeftijd	1 48	1 48	1 48
Aanwezigheid aangelegde wandel- en fietspaden	0	0	0,5(doorheen 50% van de gebieden liggen aangelegde paden)
Afstand	5 km	5 km	3 km
Natuurlijke omgeving	0	1	0.5(moeras grenst aan)
Bebouwde omgeving	0	0	0.5(bos grenst aan)
Industriële omgeving	0	0	0
inkomen	€1955	€1955	€1955
%vrouwen	51%	51%	51%
lidmaatschap	6%	6%	6%
BTB	€150,23/hh.j	€117,23/hh.j	€188,49/hh.j

$BTB_{\text{bestaand gebied}}$

$$= 122 * 0 + 93 * 0 + 92 * 0 + 157 * 0 + 133 * 1 + 133 * 0 + 0.05 * 50 + 28 * 1 + 34 * 0 - 0.63 * 5 + 8 * 0 + 8 * 0 - 15 * 0 - 0.36 * 1 * 48 + 0.01 * 1955 - 37 * 0.51 + 108 * 0.06 = \text{€}150,23/\text{hh.j}$$

Jaarlijks heeft het moeras een baat van €150,23/hh.j * 34 163 huishoudens = €5,13 miljoen voor de gemeente Mechelen. Deze berekening moet herhaald worden voor alle andere gemeenten in een straal van 50 km. De som van de waarden van alle gemeenten geeft de totale belevings- en overdrachtswaarde van het gebied.

$$BTB_{\text{alternatief a}} = 122 * 0 + 93 * 0 + 92 * 1 + 157 * 0 + 133 * 0 + 133 * 0 + 0.05 * 50 + 28 * 1 + 34 * 0 - 0.63 * 5 + 8 * 1 + 8 * 0 - 15 * 0 - 0.36 * 1 * 48 + 0.01 * 1955 - 37 * 0.51 + 108 * 0.06 = \text{€}117,23/\text{hh.j}$$

Jaarlijks heeft het natuurlijk grasland een baat van €117,23/hh.j * 34 163 huishoudens = €4 miljoen.

$$BTB_{\text{alternatief b}} = 122 * 0 + 93 * 0 + 92 * 0 + 157 * 0.5 + 133 * 0.5 + 133 * 0 + 0.05 * 50 + 28 * 1 + 34 * 0.5 - 0.63 * 3 + 8 * 0.5 + 8 * 0.5 - 15 * 0 - 0.36 * 1 * 48 + 0.01 * 1955 - 37 * 0.51 + 108 * 0.06 = \text{€}188,49/\text{hh.j}$$

Jaarlijks heeft het gemengde bos/moeras een baat van €188,49/hh.j * 34 163 huishoudens = €6,4 miljoen.

Voor de stad Mechelen heeft alternatief b) een grotere baat dan het huidige gebied en alternatief a. Uiteraard kan dit verschillen voor andere gemeenten en moet men ook de kosten van de aanleg van de nieuwe gebieden in overweging nemen vooraleer men een keuze kan maken tussen de alternatieven.



HOOFDSTUK 4 PRODUCTIEDIENSTEN

4.1 Voedsel en grondstoffen

Voor gebieden in Vlaanderen die vanuit natuuroogpunt beheerd worden, zijn productiediensten klein in vergelijking met commerciële gebieden: denken we bijvoorbeeld aan een zout slik en schor in vergelijking met aquacultuur of een bos met natuurwaarde in vergelijking met een productiebos. Toch sluit het ene het andere niet noodzakelijk uit.

Ondanks het feit dat voor deze goederen vaak marktprijzen ter beschikking zijn, is het kwantificeren en waarderen van deze goederen niet zo vanzelfsprekend als men op het eerste zicht zou denken. De grootste moeilijkheid is het schatten van de geproduceerde hoeveelheden. We kunnen immers niet het volledige potentieel aan producten aanrekenen. Omdat de hoofddoelstelling van het gebied natuur/biodiversiteit is, moet men bepalen wat een evenwichtssituatie is tussen natuurwaarde en gebruik. Het is bijvoorbeeld een overschatting als we stellen dat een recreatiebos een zelfde opbrengst hout zal genereren per hectare als een productiebos. Men kan bijvoorbeeld de waarde van vis in een rivier berekenen aan de hand van de totale hoeveelheid vis die voortgebracht wordt, maar dit zou op termijn de ecosysteemdienst "vis" doen verdwijnen. Hoe hier mee omgegaan moet worden, is nog een onopgelost vraagstuk binnen de waardering van ecosysteemdiensten.

Bij de waardering van productiediensten maakt men vaak de fout om bruto baten te nemen in plaats van de netto baten. Men vergeet met andere woorden de marktprijs te verminderen met de kosten voor het verkrijgen van het goed. Dikwijls is er geen informatie over de werkelijke productiekost van het goed beschikbaar, omdat het goed meestal gratis wordt bekomen in ruil voor een kostenloze verwijdering uit het gebied.

Meestal zijn de geproduceerde hoeveelheden klein of is de afzetmarkt klein zoals bij riet, zodat dit in Vlaanderen een verwaarloosbare baat is. Hout kan hierop een uitzondering zijn. Indien gegevens over de houtproductie uit een natuurlandschap en de daarmee gepaard gaande kosten en marktprijzen beschikbaar zijn, kan dit meegenomen worden.

Ook biomassa voor hernieuwbare energie en medegebruik door landbouw (begrazing, zoute landbouw, ...) kunnen een lokaal belang hebben, maar hiervoor werden weinig cijfers gevonden. Biomassa voor hernieuwbare energie kan in de toekomst wel belangrijker worden.

4.2 Water

Water is een goed dat geleverd wordt door ecosystemen maar kan anderzijds ook een regulerende dienst van ecosystemen zijn doordat deze water vasthouden en ervoor zorgen dat water kan draineren zodat het grondwaterbronnen kan aanvullen. De

processen die hieraan voorafgaan leveren dus het goed 'vers water'. Natuurlijk verbruiken ecosystemen zelf ook water. Planten en dieren hebben immers water nodig om te overleven.

De rol van het ecosysteem in het leveren van water en het in evenwicht houden van de waterbalans moet aangetoond worden. Hiervoor is gedetailleerde informatie nodig over de kenmerken van het gebied en informatie over de watercyclus (hydrologische modellen). Daarnaast is de baat ook afhankelijk van de vraag naar water in de regio. Ook hier moet men rekening houden met duurzame consumptie. Overconsumptie zal in droge perioden de ecosystemen aantasten.

Men kan de monetaire waarde berekenen door gebruik te maken van de marktprijs van water. Ook hier moet men de marktprijs verminderen met de kosten die gemaakt werden voor het verkrijgen van het water. Verder moet men rekening houden met het feit dat deze prijs dikwijls beïnvloed wordt door overheidstussenkomst, monopolies, ... en vaak niet de "echte" waarde van water weerspiegelt.

Water ligt ook aan de basis van heel wat andere producten en diensten (vis, voedsel (irrigatie), energie, scheepvaart, ...). Om dubbeltellingen te vermijden moet men er rekening mee houden dat de waarde van water hier al in vervat kan zitten.



HOOFDSTUK 5 REGULERENDE DIENSTEN

In dit hoofdstuk selecteren we functies en kengetallen voor de kwantificering en de monetaire waardering van regulerende diensten. Het gaat hierbij om:

- verwijdering van nutriënten (stikstof en fosfor) uit watersystemen;
- verbetering van klimaatregulatie via opslag van broeikasgassen;
- afvang van luchtverontreiniging;
- vermindering van geluidshinder via buffering;
- pollinatie (en andere ecosysteemdiensten van wilde insecten);
- bescherming tegen overstromingen (via waterretentie).

Voor de kwantificering van de regulerende diensten maakt men gebruik van databanken en kaarten waarvan de gegevens kunnen dateren van enkele jaren geleden. In realiteit kunnen er ten opzichte van deze data veranderingen zijn opgetreden zoals een wijziging in de drainageklasse van een bepaald gebied. Indien er veranderingen zijn opgetreden, is het aan te raden deze kennis indien mogelijk te gebruiken voor het bepalen van de hoeveelheden. Bij gebruik van bestaande data of een aanpassing ervan op basis van een veranderde situatie is het belangrijk om goed de referentiesituatie en de gemaakte veronderstellingen te vermelden.

5.1 Nitraatverwijdering via biologische denitrificatie

5.1.1 Beschrijving

Biologische denitrificatie is het proces waarbij nitraat door bacteriën wordt omgezet in stikstof. Deze laatste stap verwijdert nitraat (dat in grote hoeveelheden bijdraagt tot eutrofiëring⁹) uit het water. Dit proces vindt plaats in de meeste ecosystemen maar de mechanismen die eraan ten grondslag liggen, kunnen verschillend zijn. Denitrificatie gebeurt in microsites van goed gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden, oeverzones, sedimenten van rivieren en meren, intertidale en subtidale sedimenten van estuaria enz.

Denitrificatie is een ecosysteemdienst als stikstof (N) uit het water wordt verwijderd of als het vermijdt dat N in het grond- of oppervlaktewater terechtkomt.

Volgend overzicht geeft per type natuurlandschap aan welke functie/tabel u kan gebruiken.

⁹ Eutrofiëring is een sterke toename van voedingsstoffen in water waardoor een sterke groei en vermeerdering van bepaalde soorten optreedt, waarbij de soortenrijkheid of biodiversiteit meestal sterk afneemt.

Natuurtype	Kwantificering		Monetarisering
	Formule	Berekening/kengetallen	
Open water, moeras, riet met in- en uitlaat	Seitzinger formule 2 of 1	tabel 1 en tabel 2	€74/kg N
Open water, moeras, riet zonder in- en uitlaat	tabel 5/6/7	-	€74/kg N
Stromend water	Seitzinger formule 1	tabel 4	€74/kg N
Pioniervegetatie	nb	nvt	€74/kg N
Slik en schor	nb	tabel 8	€74/kg N
Grasland	tabel 5/6/7		€74/kg N
Heide en landduin	tabel 5/6/7		€74/kg N
Bos	tabel 5/6/7		€74/kg N
Oeverzone	Seitzinger formule 1+berekening verblijftijd		€74/kg N

5.1.2 Kwantificering

→ **Een universele formule voor denitrificatie in ondiepe meren, moerasesystemen, rivieren en oeverzones**

De formules zijn geschikt voor moerasesystemen die grotendeels gekenmerkt worden door open waterpartijen en aangrenzende drassige vegetatie (met een aanvoer en afvoer van water); waterbodems en oeverzones.

Benodigde inputgegevens (beschikbaar in projectinformatie, MER, experts):

- inschatting van de verblijftijd van het instromende water in het gebied
- N-belasting van het water in mg N/l (monitoring, VLM, VMM)
- OF
- oppervlakte van het gebied in m²
- debiet van het inkomende water in l/s of m³/mnd (form. 1) of m³/j (form. 2)
- gemiddelde diepte van het water in het gebied in m
- N-belasting van het water

Afhankelijk van welke gegevens beschikbaar zijn (verblijftijd, debiet, gemiddelde diepte, oppervlakte) kan men één of beide vergelijkingen gebruiken. Als de waterdiepte gekend is, gebruikt men bij voorkeur de tweede formule. Als deze niet beschikbaar is, maar er wel informatie is over de stikstofbelasting en over de hydraulische verblijftijd van het stikstofhoudende water in het ecosysteem, dan kan men de eerste formule hanteren.

Op basis van deze formules berekent u de relatieve verwijdering van N. Als u dit percentage toepast op de hoeveelheid N die in het gebied terecht komt (N-belasting), bekomt u de absolute verwijdering.

formule 1: % verwijdering = $23.4 * \text{verblijftijd}_{(\text{in maand})}^{0.204}$
 $R^2 = 0.56$
 OF
formule 2: % verwijdering = $88 * ((\text{diepte}_{(\text{in m})} / \text{verblijftijd}_{(\text{in jaar})})^{-0.368})$
 $R^2 = 0.63$

bron: Seitzinger, Harrison et al., 2006

Vaak zijn de verblijftijden niet voorhanden, maar deze kan u onder andere berekenen door het volume (m³) te delen door het debiet (m³/mnd of m³/j).

→ **Toepassing voor moerasesystemen met een duidelijke in- en uitstroom**

De verblijftijd berekent u door het volume (m³) te delen door het debiet. Het volume kan u inschatten door de oppervlakte van het gebied te vermenigvuldigen met de geschatte diepte van het water in het gebied.

Vaak is er niet meteen informatie over de diepte beschikbaar. We berekenden voor u de formules gebruik makend van een gemiddelde diepte van 1 m, wat aannemelijk is voor moerasesystemen. Deze variabele heeft een belangrijke impact op het volume water en op eventuele verschillen tussen beide formules. Indien u over de oppervlakte van het gebied en het debiet dat in het gebied stroomt beschikt (inschatting door experts), kan u het verwijderingspercentage gewoon aflezen in de tabel. Ook hier geldt dat bij voorkeur tabel 2 wordt gebruikt voor moerasesystemen.

tabel 1: formule 1: Relatieve N-verwijdering (%) in functie van verblijftijd
(% verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd}(\text{in maand})^{(0.204)})$)

Oppervlakte (in m ²)		2 500	5 000	7 500	10 000	25 000	50 000	75 000	100 000	250 000	500 000
Oppervlakte (in ha)		0,25	0,5	0,75	1	2,5	5	7,5	10	25	50
Diepte (in m)		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)		2 500	5 000	7 500	10 000	25 000	50 000	75 000	100 000	250 000	500 000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Relatieve N-verwijdering									
		5	12 960	17%	20%	22%	23%	28%	32%	35%	37%
10	25 920	15%	17%	19%	20%	24%	28%	30%	32%	39%	44%
25	64 800	13%	14%	16%	17%	20%	23%	25%	27%	32%	37%
50	129 600	11%	13%	14%	14%	17%	20%	22%	23%	28%	32%
100	259 200	9%	11%	12%	13%	15%	17%	19%	20%	24%	28%
250	648 000	8%	9%	10%	10%	13%	14%	16%	17%	20%	23%
500	1 296 000	7%	8%	8%	9%	11%	13%	14%	14%	17%	20%
1 000	2 592 000	6%	7%	7%	8%	9%	11%	12%	13%	15%	17%

tabel 2: formule 2: Relatieve N-verwijdering (%) in functie van oppervlakte en debiet
(% verwijdering = $88 * ((\text{diepte}(\text{in m})/\text{verblijftijd}(\text{in jaar}))^{(-0.368)})$)

Oppervlakte (in m ²)		2 500	5 000	7 500	10 000	25 000	50 000	75 000	100 000	250 000	500 000
Oppervlakte (in ha)		0,25	0,5	0,75	1	2,5	5	7,5	10	25	50
Diepte (in m)		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)		2 500	5 000	7 500	10 000	25 000	50 000	75 000	100 000	250 000	500 000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /j)	Relatieve N-verwijdering									
		5	155 520	19%	25%	29%	32%	45%	58%	67%	75%
10	311 040	15%	19%	22%	25%	35%	45%	52%	58%	81%	100%
5	777 600	11%	14%	16%	18%	25%	32%	37%	41%	58%	75%
50	1 555 200	8%	11%	12%	14%	19%	25%	29%	32%	45%	58%
100	3 110 400	6%	8%	10%	11%	15%	19%	22%	25%	35%	45%
250	7 776 000	5%	6%	7%	8%	11%	14%	16%	18%	25%	32%
500	15 552 000	4%	5%	5%	6%	8%	11%	12%	14%	19%	25%
1 000	31 014 000	3%	4%	4%	5%	6%	8%	10%	11%	15%	19%

Op basis van de nitraatbelasting berekent u dan de absolute N-verwijdering door denitrificatie.

Voorbeeld voor een moeras

Een moeras met een oppervlakte van 5000 m² en een gemiddelde waterdiepte van 1 m heeft een debiet van 10 l/s met een N-belasting van 5 mg N/l. Deze gegevens moeten beschikbaar zijn (projectinformatie, MER, experts).

Op basis van formule 2 is de relatieve N-verwijdering 19%. De zuivering van de belasting van het water is echter beperkt, namelijk van 5 mg/l naar 4 mg/l.

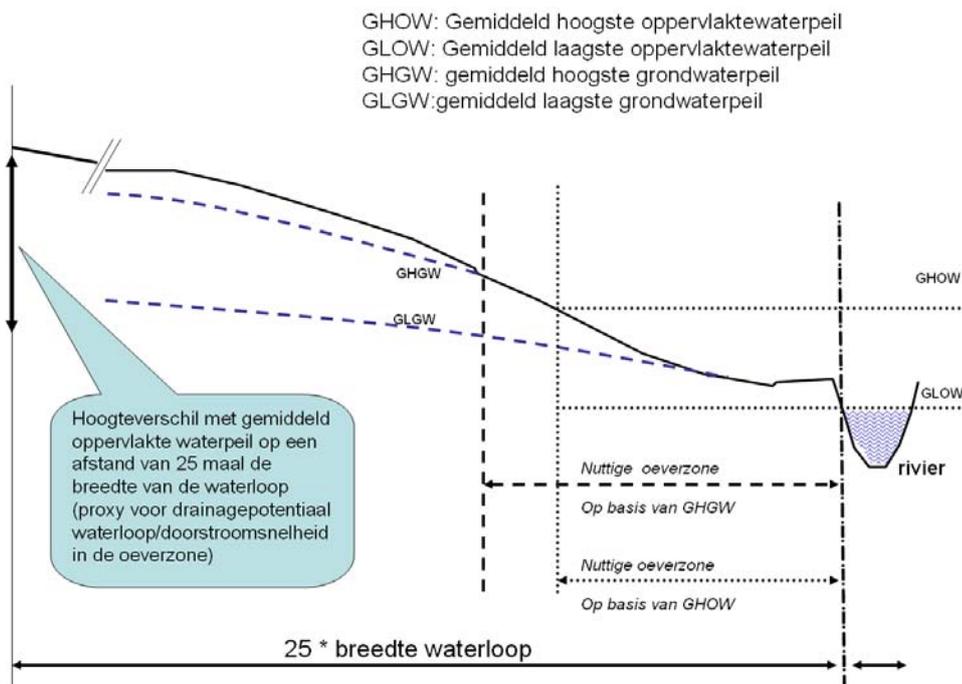
De absolute verwijdering door het gebied berekent u als volgt: bij een debiet van 10 l/s en een belasting van 5 mg N/l, is er een doorstroom van 50 mg N/s (10 * 5) of omgerekend 1,58 ton/jaar (50/1000000000*3600s*24u*365d). De absolute N-verwijdering is dan gelijk aan afgerond 0,3 ton/jaar (19% van 1,58 ton).

→ **Toepassing op oeverzones wanneer geen verblijftijden beschikbaar zijn**

Benodigde inputgegevens (beschikbaar in projectinformatie, MER, experts):

- bodemsamenstelling van de oever
- breedte van de waterloop in m
- breedte nuttige oeverzone in m
- hoogteverschil in cm
- N-belasting in mg N/l

Volgende tekening illustreert de verschillende parameters in de formule:



De nuttige oeverzone is de zone waarbinnen nog denitrificatie plaatsvindt. Bij voorkeur wordt die bepaald op basis van het gemiddelde hoogste grondwaterpeil (GHGW) en het gemiddelde laagste oppervlaktewaterpeil (GLOW). Indien alleen peilgegevens van het oppervlaktewater beschikbaar zijn, kan de nuttige oeverzone ook bepaald worden aan de hand van het gemiddeld hoogste oppervlaktewaterpeil (GHOW) (zie bovenstaande figuur).

Specifiek voor oeverzones kan de verblijftijd dan als volgt worden ingeschat:

$$\text{doorstroming (cm per dag)} = \frac{(\% \text{ zand} * 50 + \% \text{ leem} * 25 + \% \text{ klei} * 5)}{100} * \frac{\text{breedte waterloop (m)}}{\text{breedte nuttige oeverzone (m)}} * \frac{\text{hoogteverschil (cm)}}{25 * \text{breedte waterloop (m)}}$$

De uitkomst van deze berekening, rekent u om naar maand per lopende meter en deze omrekening vult u in in formule 1 van Seitzinger ($23,4 * (\text{verblijftijd}_{(\text{maand})})^{(0.204)}$).

U bekomt dan de relatieve N-verwijdering per lopende meter. U berekent vervolgens de cumulatieve absolute verwijdering op basis van de breedte van de oever en de N-belasting.

Een voorbeeld voor een oeverzone:

Een oeverzone van 5 m breed grenzend aan een 3 m brede waterloop in een zandig-lemige (50%) omgeving met een gemiddeld hoogteverschil van 60 cm op een afstand van 75 m, heeft een doorstroming van 18 cm per dag.

$$\text{doorstroming (cm per dag)} = \frac{(0.50 * 50 + 0.50 * 25 + 0.0 * 5)}{100} * \frac{3}{5} * \frac{60}{25 * 3}$$

$$\text{doorstroming (cm per dag)} = 18 \text{ cm per dag}$$

Voor een doorstroming van een volledige meter, is er een verblijftijd nodig van 5,6 dagen ($1\text{d}/0.18\text{m}$). Omgerekend naar maanden is dit 0,185 maand. (delen door 30 dagen)

Voor een zandig-lemige oeverzone van 5 m breed met een verblijftijd van ongeveer 0,185 maand per meter is er volgens Seitzinger (formule 1) een retentie van afgerond 17 % per meter.

Met een geschat volume water van 200 l/ m² per dag, is er een dagelijkse doorstroming van 36 l/d per meter ($0.18\text{m}^2/\text{d} * 200\text{l}/\text{m}^2$). Indien er een nitraatbelasting is van 10 mg N/l betekent dit een denitrificatie van 61,2 mg N/d voor de eerste meter (17% van ($36\text{l}/\text{d} * 10\text{mg N/l}$)), 50,8 mg N/d voor de tweede meter (17% van $298,8\text{mg}$ ($=360\text{mg} - 61,2\text{mg}$)) enz. (zie tabel 3). De totale denitrificatie voor de volledige 5 m is 61 % retentie ofwel 218 mg N/d. Omgerekend naar een jaar geeft dit 79,6 g/j. De concentratie van het water verbetert echter van 10 mg N/l naar 4 mg N/l.

tabel 3: cumulatieve retentie in een oeverzone van 5m breed

	Retentie -graad	restconc %	% verwijderd	concentratie (mg N-NO ₃ ⁻ /l)	absolute restbelasting (mg N-NO ₃ ⁻ /d)	absolute verwijdering (mg N-NO ₃ ⁻ /d)
Initieel	0%	100%	0%	10,0	360,00	0,00
1^{ste} meter	17%	83%	17%	8,3	298,80	61,20
2^{de} meter	17%	69%	31%	6,9	248,00	112,00
3^{de} meter	17%	57%	43%	5,7	205,84	154,16
4^{de} meter	17%	47%	53%	4,7	170,85	189,15
5^{de} meter	17%	39%	61%	3,9	141,81	218,19

→ **Toepassing op waterbodems**

Benodigde inputgegevens (MER, expert, VMM):

- verblijftijd van het nitraathoudende water in mnd
- N-belasting in mg N/l

In principe zijn de formules van Seitzinger ook toepasbaar op waterlopen (% verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd}_{(\text{maand})}^{0.204})$). Er wordt aangeraden om ze te gebruiken voor de beoordeling van denitrificatie.

Als hulp hebben we voor u formule 1 uitgerekend voor een diepte van 1 m (tabel 1).

Een voorbeeld voor een waterbodem

Een waterlooptraject van 2 m breed, 1 m diep en 5 km lang (=1 ha oppervlakte), dat belast wordt met een debiet van 1000 l/s heeft een retentie van 8 % (opzoeken in tabel 1). Voor een gemiddelde nitraatbelasting van 5 mg N/l, komt dit neer op een verwijdering van 3456 mg N/m².d (8% van (5 mg N/l * 1000l/s * 3600s * 24u)/10000m²). Op het gehele traject wordt er 12,6 ton N (3456 mg N/m².d * 365 d * 10 000m²/1 000 000 000) verwijderd per jaar.

→ **Toepassing op waterbodems wanneer geen verblijftijden beschikbaar zijn**

Als we de formule van Seitzinger niet kunnen toepassen, dan kunnen we de denitrificatie inschatten op basis van verschillende literatuurbronnen.

Benodigde inputgegevens (MER, expert, VMM):

- BBI
- Prati-index
- N-belasting in mg N/l

We gaan uit van het gemiddelde resultaat van Pribyl (2005) (1,62 g N/m².d) en corrigeren dit aan de hand van de zuurstofconcentratie van het oppervlaktewater (-25 %), de aanwezigheid van een gezonde benthische fauna en de nitraatbelasting. (Deze gegevens zijn terug te vinden op de website van VMM).

tabel 4: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren (mg N/m².d)

Nitraatconcentratie		<2,5 mg N/l	2,5 -5 mg N/l	>5-10 mg N/l
Prati Index	BBI			
0 tot 2	Slecht (< 3)	332	664	1327
0 tot 2	Matig (3-6)	415	829	1659
0 tot 2	Goed (7-10)	518	1037	2074
3 tot 6	Slecht (< 3)	648	1296	2592
3 tot 6	Matig (3-6)	810	1620	3240
3 tot 6	Goed (7-10)	972	1944	3888
7 tot 10	Slecht (< 3)	1166	2333	4666
7 tot 10	Matig (3-6)	1400	2799	5599
7 tot 10	Goed (7-10)	1680	3359	6718

*Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO): evaluatie van de toestand van de fysico-chemische kwaliteit van de oppervlaktewateren via de parameter 'opgeloste zuurstof' (zuurstofhuishouding).

**Belgische Biotische Index (BBI): evaluatie van de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij de waterlopen als biotoop worden benaderd (biologische kwaliteit).

Een voorbeeld

Een waterloop van 2m breed, 1 m diep en 5 km lang (1 ha) heeft een Prati-index van 3 en een BBI van 4. Deze informatie is te vinden op de website van VMM. De nitraatbelasting van het water is 5 mg N/l. Uit tabel 4 leiden we dan af dat de gemiddelde N-verwijdering 1620 mg N/m².d bedraagt, of afgerond 6 ton/jaar (10 000 m²; 365 dagen in een jaar).

→ **Een methode voor denitrificatie in terrestrische natte ecosystemen (moeras, bos, heide, grasland op natte bodems).**

Op basis van een regressie berekende Pinay (2007) de maximale gemiddelde denitrificatie in deze ecosystemen, rekening houdend met de bodemvochtigheid en de bodemsamenstelling (klei-leemgehalte). Het is mogelijk om op basis van deze regressie denitrificatie te berekenen aan de hand van temperatuur, bodemvocht, bodemtextuur, nitraatbeschikbaarheid en het percentage organisch substraat. Deze berekeningen leiden echter tot dagwaarden. Men heeft in dat geval dus behoefte aan gedetailleerde tijdreeksen voor temperatuur, bodemvocht en nitraataanvoer.

Ter vereenvoudiging stellen we voor om een potentiële denitrificatie te relateren aan grondwaterstanden en bodemtextuur (tabel 5 en tabel 6). Daarbij vertrekken we van een maximale gemiddelde denitrificatie van 100 mg N/m².d onder optimale omstandigheden. Hierbij gaan we ervan uit dat er voldoende aanvoer is van NO₃- en er voldoende organisch materiaal beschikbaar is in de bodem.

Het beste is om het verloop van de grondwaterpeilen op te volgen aan de hand van metingen of in te schatten aan de hand van eenvoudige grondwatermodellen zoals TOPMODEL (http://www.es.lancs.ac.uk/hfdg/freeware/hfdg_freeware_top.htm) of meer geavanceerde grondwatermodelleringen. De gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) is het gemiddelde van de 25 % laagste grondwaterpeilen op jaarbasis. De gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) is het gemiddelde van de 25 % hoogste grondwaterpeilen op jaarbasis. Indien GHG en GLG bepaald worden uit metingen moeten deze evenredig gespreid zijn in tijd over het jaar. De gemiddeld laagste en hoogste grondwaterstanden geven een indicatie van het aantal potentiële denitrificatie dagen en daaruit leiden we een gemiddelde potentiële denitrificatie af. Zo zullen bodems met een ondiepe GLG bijna het hele jaar denitrificeren en is het ook waarschijnlijk dat deze een constante aanvoer van grondwater kennen (kwel). Een ondiepe GHG duidt er op dat er tenminste gedurende enkele maanden denitrificatie kan optreden.

tabel 5: potentiële (maximale) denitrificatie in mg N/m².d voor combinaties van GLG en GHG voor zware bodems (zware klei, klei, leem en lemig zand).

		Zware bodems (U, E, A, L)										
	GLG	0	10	20	30	40	50	60	70	80	> 80	
GHG												
< 0	77 (g)	92 (g)	100 (g)	92 (g)	85 (g)	77 (g)	69 (i)	62 (i)	54 (i)	46 (i)	40 (i)	
0		100 (g)	92 (g)	85 (g)	77 (g)	69 (g)	62 (i)	54 (i)	46 (i)	39 (i)	30 (i)	
10			85 (f)	77 (f)	69 (f)	62 (f)	54 (i)	46 (i)	39 (i)	31 (i)	25 (i)	
20				69 (f)	62 (f)	54 (f)	46 (i)	39 (i)	31 (i)	23 (i)	20 (i)	
30					54 (e)	46 (e)	39 (e)	31 (e)	23 (h)	20 (h)	20 (h)	
40						39 (e)	31 (e)	23 (e)	20 (h)	20 (h)	20 (h)	
50							20 (e)	20 (e)	20 (h)	20 (h)	20 (h)	
60								20 (d)	20 (d)	20 (d)	20 (d)	
70									20 (d)	20 (d)	20 (d)	
80										20 (c)	20 (c)	
> 80											20 (a ;b)	

tabel 6: potentiële (maximale) denitrificatie in mg N/m².d voor combinaties van GLG en GHG voor lichte bodems (zand, zandleem, licht zandleem).

		Lichte bodems (Z, S, P)										
	GLG	<0	0	10	20	30	40	50	60	70	80	> 80
GHG												
< 0		77 (g)	92 (g)	100 (g)	92 (g)	85 (g)	77 (g)	69 (i)	62 (i)	54 (i)	46 (i)	40 (i)
0			100 (g)	92 (g)	85 (g)	77 (g)	69 (g)	62 (i)	54 (i)	46 (i)	39 (i)	30 (i)
10				85 (f)	77 (f)	69 (f)	62 (f)	54 (i)	46 (i)	39 (i)	31 (i)	25 (i)
20					69 (f)	62 (f)	54 (f)	46 (i)	39 (i)	31 (i)	23 (i)	15 (i)
30						54 (e)	46 (e)	39 (e)	31 (e)	23 (h)	15 (h)	10 (h)
40							39 (e)	31 (e)	23 (e)	15 (h)	10 (h)	8 (h)
50								15 (d)	12 (d)	10 (d)	8 (d)	8 (d)
60									10 (d)	8 (d)	8 (d)	6 (d)
70										6 (c)	6 (c)	4 (c)
80											4 (c)	2 (c)
> 80												0 (a ;b)

Voor een aantal combinaties van textuur en drainageklassen zijn er indicatieve grondwaterdiepten aangegeven in de metadata van de bodemkaart (Van Ranst et al., 2000). Dit wordt weergegeven in tabel 7. Er werd getracht om de GLG en GHG in tabel 5 en tabel 6 op een dergelijke manier te vertalen naar de drainageklassen van de bodemkaart zodat per drainageklasse een boven- en ondergrens voor potentiële denitrificatie bekomen kon worden. De centrale waarden in tabel 5 en 6 zijn het gemiddelde van de waarden die overeenkomen met deze drainageklassen.

Drainageklassen a, b, c, d hebben naar alle waarschijnlijkheid een zeer beperkte denitrificatie op lichte bodems (zand, zandleem, lemig zand). Op zware bodems zal neerslagwater moeilijker infiltreren en kan er zelfs bij diepere grondwaterstanden toch denitrificatie plaatsvinden na voldoende neerslag. Bij drainageklasse e is er al een ondiepe grondwaterstand tijdens de wintermaanden en kan er tijdelijk denitrificatie plaatsvinden van de lokale nitraatvoorraad. De drainageklassen g en f duiden op permanent ondiepe grondwaterstanden en hebben een hoog denitrificatiepotentieel gedurende het hele jaar. In dit geval gaat het om laaggelegen valleigronden en kwelgebieden waarbij er aanvoer kan zijn van nitraat uit bovenstrooms infiltratiegebied. Bij drainageklassen h en i is er sprake van ondiepe grondwaterstanden in gebieden met een relatief hoge ligging. Dergelijke gronden met stuwwater zijn zeer nat in de winter en zeer droog in de zomer omwille van de sterk schommelende grondwatertafel. Dit komt voor als er een ondoordringbare laag op beperkte diepte voorkomt. Daarop vormt zich een grondwaterlaag in de winter, die in de zomer en herfst volledig verdwijnt. In deze gebieden zal een ondiepe grondwaterstand en de daarmee gepaard gaande denitrificatie tenminste gedurende de winter en het voorjaar optreden. De zomer- en herfst-grondwaterstanden liggen vaak te diep voor denitrificatie, maar dat is sterk afhankelijk van de grootte van het infiltratiegebied.

tabel 7: indicatieve grondwaterdiepte op basis van drainageklasse en textuur

drainageklasse symbool	Zware bodems		Lichte bodems	
	textuur (A, L, E, U)		textuur (Z, S, P)	
	GLG	GHG	GLG	GHG
. a .	nvt	nvt	> 120	120
	nvt		zeer droge gronden	
. b .	nvt	nvt	> 90	90
	nvt		droge gronden	
. c .	> 80	80	> 90	60-90
	zwak gleyige gronden		matig droge gronden	
. d .	> 80	50-80	> 60	40-60
	matig gleyige gronden		matig natte gronden	
. e .	80	20-50	100	20-40
	sterk gleyige gronden met reductiehorizont		natte gronden	
. f .	40-80	0-20	50-100	0-20
	zeer sterk gleyige gronden met reductiehorizont		zeer natte gronden	
. g .	<40	0	<50	0
	gereduceerde gronden		uiterst natte gronden	
. h .	x	20-50	x	20-40
	sterk gleyige gronden		natte gronden met relatief hoge ligging	
. i .		0-20		0-20
	zeer sterk gleyige gronden		zeer natte gronden met relatief hoge ligging	

Bron: Van Ranst, 2000

De bodemtextuur en drainageklasse vindt u terug op de bodemkaart van Vlaanderen (<http://geo-vlaanderen.gisvlaanderen.be/geo-vlaanderen/bodemkaart/>).

Benodigde inputgegevens (MER, expert, bodemkaart):

- GLG en GHG of drainageklasse
- bodemtextuur

De tabellen 5 en 6 kunnen toegepast worden op alle vegetatietypen (graslanden, ruigtes, bos, heide) op natte (alluviale) bodems met grondwater op geringe diepte. Ze kunnen dus ook toegepast worden op grondwatergevoedde moerassen (zonder duidelijke instroom of uitstroom). Men moet bij de toepassing van de drainageklasse wel rekening houden met eventuele verdroging van de huidige situatie ten aanzien van de situatie ten tijde van de bodemkartering (1960-1970). Over het algemeen is op de meeste plaatsen een aanzienlijke verdroging merkbaar. Het beste is om het verloop van de grondwaterpeilen op te volgen aan de hand van metingen of in te schatten aan de hand van eenvoudige grondwatermodellen zoals TOPMODEL (http://www.es.lanacs.ac.uk/hfdg/freeware/hfdg_freeware_top.htm) of meer geavanceerde grondwatermodelleringen.

Een voorbeeld voor een grasland

Een grasland van 10 ha behoort volgens de bodemkaart tot de drainageklasse e (natte gronden) en ligt op een leembodem (zware bodem). Als we ervan uitgaan dat er voldoende NO_3^- in het gebied terecht komt, bekomen we een maximale denitrificatie van 20-54 mg N/m².d of 73-197 kg N/ha.j ($20-54 * 10000 * 365d/1\ 000\ 000$). Voor het grasland betekent dit een jaarlijkse denitrificatie van 0.73-1.97 ton N ($73-197 \text{ kg}/1000 * 10 \text{ ha}$). De centrale schatting van denitrificatie voor deze combinatie van textuur en drainageklasse is 37 mg N/m².d, ofwel 135 kg N/ha.j.

→ **Kengetallen**

Indien het niet mogelijk is om de verblijftijden en/of andere variabelen in rekening te brengen, kan men zich baseren op kengetallen. Alleen studies die voldoende contextuele informatie weergeven zijn geschikt om te gebruiken. Studies die een extreem hoge of lage nitraatbelasting bekeken, werden niet gebruikt. Dit beperkt het aantal beschikbare literatuurstudies aanzienlijk.

Vooraf overstromingsgebieden en slik en schor zijn moeilijk in te passen in bovenstaande formules, omdat hier andere variabelen van invloed zijn, zoals het aantal poelen dat achterblijft na terugtrekking van het getijdewater. Hierover is nog weinig informatie voorhanden. In de MKBA Sigmaphan werd voor de voorgestelde plannen de denitrificatie doorgerekend met het OMES-model.

tabel 8: kengetallen voor enkele ecosystemen (in mg N/m².d)

Ecosysteem	Ondergrens	Bovengrens	Centrale schatting
Moerasesysteem met in- en uitstroom	27	272	130
Slik en schor	70	360	200
Gereduceerd gecontroleerd getijdegebied (brak)	nb	nb	30
Gereduceerd gecontroleerd getijdegebied (zoet)	nb	nb	48

Bron: Cox et al., 2004; Liekens et al., 2009; nb: niet beschikbaar

5.1.3 Monetarisering

Zoals reeds gezegd in 2.2.4 baseren we ons voor de monetaire waarde van nutriëntenverwijdering op de marginale reductiekost. Deze bepalen we op basis van het Milieukostenmodel Water (Broekx et al., 2008). Het MKM Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Hierbij beschouwen Broekx et al. maatregelen voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het milieukostenmodel kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van

hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie). De marginale reductiekost voor N is met €74/kg N relatief hoog in vergelijking met de literatuur. Dit komt omdat ze de kosten reflecteert voor de duurste maatregelen die geselecteerd zijn in het kaderrichtlijn water maatregelenprogramma dat uit te voeren is voor 2015. In het achtergronddocument p. 130 e.v. (Liekens et al., 2009) wordt hierop dieper ingegaan.

Een fictief voorbeeld voor een moeras

Een moeras van 10 ha, gemiddeld 0.5 m diep, dat belast wordt met 500 l/s (in tabel 2 = 15 552 000 m³/j) en 5 mg N /l (belasting van 78,8 ton N/j), heeft een verblijftijd van 0.0032 jaar ((100 000 m² * 0.5 m)/15 552 000 m³/j) en verwijdert op basis van formule 2 dus 13,7% stikstof. Dit resulteert in een verwijdering van 10,8 ton per jaar.

Bij een marginale kost van 74€/kg bedraagt de jaarlijkse baat voor denitrificatie van dit moeras afgerond €800 000.

5.1.4 Toepassingsvoorwaarden

De monetaire waarde van N is de maximale marginale kost voor het verwijderen van een eenheid N door het nemen van maatregelen en kan daarom enkel toegepast worden bij de waardering van ecosysteemdiensten. Ze kan niet gebruikt worden om de baten van maatregelen voor waterzuivering met elkaar te vergelijken (bijv. om te kiezen tussen het plaatsen van een extra zuiveringsinstallatie of het verder verminderen van de veestapel) omdat de kosten van deze maatregelen gebruikt zijn bij het schatten van deze waarde.

Indien zowel N- als P-verwijdering of -opname plaatsvinden, moeten we beide berekenen, maar wordt om dubbelstellingen te vermijden alleen rekening gehouden met het hoogste bedrag van de twee. Dit omdat bij de bepaling van de marginale reductiekost maatregelen voorkomen die een effect hebben op beide nutriënten (zie 5.2.4 voorbeeld)

5.2 C-, N- en P-opslag in de bodem

5.2.1 Beschrijving

→ C-opslag

Een bestaand natuurgebied heeft een zekere koolstofvoorraad in de bodem. Een nieuw aan te leggen natuurlandschap zal een extra voorraad aanleggen ten opzichte van wat reeds in een akker zit. Daarnaast nemen bepaalde natuurtypes tijdens de groeifase, dus voordat een evenwichtssituatie wordt bereikt, netto CO₂ op in hun biomassa. Dit noemt men C-sequestratie.

Deze C-sequestratie verwijdert koolstof uit het milieu waardoor deze niet kan bijdragen tot de opwarming van ons klimaat.

Onderstaand overzicht geeft per natuurtype aan welke tabellen u dient te gebruiken voor de kwantificering.

Natuurtype	Kwantificering	Monetarisering
Open water, moeras, riet	tabel 14	€183/ton C
Pioniervegetatie	nb	€183/ton C
Slik en schor	nb	€183/ton C
Grasland	tabel 10	€183/ton C
Heide en landduin	tabel 11	€183/ton C
Bos	tabel 12	€183/ton C
Oeverzone	nb	€183/ton C

nb: niet beschikbaar

→ N- en P-opslag

Net zoals er in levende biomassa een zekere fractie aan nutriënten aanwezig is, is deze fractie ook aanwezig in de strooisellaag en in de bodem. De nutriënten zijn voornamelijk gefixeerd in organische stof en dus niet biologisch beschikbaar. De organische fractie vormt aldus een zekere voorraad aan niet beschikbare nutriënten. Bij een toename (resp. afname) van de koolstofvoorraad worden er dus nutriënten vastgelegd (resp. vrijgesteld). Een verlaging van de grondwatertafel zal dus zorgen voor een vrijstelling die gerelateerd kan worden aan de wijzigingen in de koolstofvoorraad.

Oplosbaar P reageert sterk met bodem en sedimenten. P wordt meestal aangevoerd via sedimenten en gaat precipiteren. Daarna wordt er vanuit de neergeslagen sedimenten P vrijgesteld naar het water. P kan opnieuw verwijderd worden uit het water door adsorptie aan ijzerrijke sedimenten in de stroombedding, sedimentatie en door opname door algen en in water levende macrofyten (de Wit, 1999). De adsorptie door sedimenten is een belangrijk mechanisme voor de retentie van fosfor, maar deze interactie is blijkbaar nog niet in grote mate bestudeerd (de Wit, 1999).

In groeiende slikken en schorren worden N en P begraven¹⁰ in de sedimenten.

¹⁰ Doordat nutriënten zich hechten aan sedimenten, wordt het reeds aanwezige sediment begraven telkens er extra sediment wordt afgezet. Hierdoor worden N en P vastgelegd.

Deze ecosysteemdienst is van toepassing op alle natte natuurtypes. Verwijdering door macrofyten, bezinking of begraving vindt enkel plaats in waterbodems en overstromingsgebieden (slik en schor).

We spreken pas van een baat als er vermeden wordt dat N en P terechtkomen in het grond- of oppervlaktewater of als ze uit het water worden verwijderd (door bezinking en begraving). Dit is noodzakelijk om eutrofiëring van het water tegen te gaan.

Als een ecosysteem niet in contact komt met oppervlaktewatersystemen en/of grondwater, dan is de zuiverende functie niet eenduidig en is de opslag geen baat naar waterkwaliteit. De baat is dus vooral van toepassing op valleigebieden en oeverzones langs grote en kleine waterlopen.

Om deze baat te berekenen dient u eerst de koolstofopslag in de bodem te berekenen.

Onderstaand overzicht geeft per natuurtype aan welke tabellen u dient te gebruiken voor de kwantificering.

Natuurtype	Kwantificering		Monetarisering	
	<i>opslag</i>	<i>begraving</i>	<i>N</i>	<i>P</i>
Open water, moeras, riet	tabel 15		€74/kg N	€800/kg
Stromend water	tabel 15	nb		
Pioniervegetatie	tabel 15		€74/kg N	€800/kg
Slik en schor	nb	0.15 ton N/ha.j en 4-56kg P/ha.j	€74/kg N	€800/kg
Grasland	tabel 15	Nvt	€74/kg N	€800/kg
Heide en landduin	tabel 15	nvt	€74/kg N	€800/kg
Bos	tabel 15	nvt	€74/kg N	€800/kg
Oeverzone	nb	nb	€74/kg N	€800/kg

nb: niet beschikbaar, nvt: niet van toepassing

5.2.2 Kwantificering

Bij het verdwijnen van een bestaand natuurlandschap kan de reeds opgeslagen koolstofvoorraad verloren gaan. Bij de aanleg van een nieuw natuurlandschap kan er een bijkomende koolstofvoorraad aangelegd worden. We behandelen beide in aparte delen.

Benodigde inputgegevens (MER, bodemkaart):

- natuurtypes
- C-voorraad (gemeten in bodemstaal) (eventueel)
- drainageklasse
- bodemtextuur

→ *Kwantificering van de C-voorraad in de bodem voor een bestaande akker, bos, heide of grasland*

Als een gebied door een infrastructuurproject ingrijpende wijzigingen ondergaat (ontbossing, drainage) of als er afgravingswerken plaatsvinden, zal de koolstofvoorraad in de bodem verloren gaan. De koolstofvoorraad komt proportioneel vrij vanaf het moment dat bodem afgegraven wordt. In het begin gaat het veel sneller dan na tientallen jaren (tabel 13). Indien de bodem zonder graafwerken wordt afgedekt door opgespoten grond, verharding, ... is er vermoedelijk geen verlies van de koolstofvoorraad. Dan moet er geen verlies worden aangerekend.

Om de bestaande C-stock te kwantificeren is de meest accurate methode het nemen van een bodemstaal om te kijken hoeveel C er aanwezig is. De analyse van het gehalte aan organisch materiaal kost ongeveer 15 € en de resultaten zijn meestal binnen de week beschikbaar. Bij regelmatig bewerkte landbouwgrond is er een vrij homogene koolstofvoorraad en zijn enkele stalen wellicht al representatief. Bij ecosystemen met microreliëf en heterogene vegetatie kan deze C-voorraad ruimtelijk sterk variëren. Een tiental staalnames per hectare is in dat geval wel nodig om een representatief beeld te krijgen (150 €). Indien er de laatste 30 jaren geen ingrijpende veranderingen gebeurd zijn in waterhuishouding en vegetatie kan men eventueel bijkomend gebruik maken van historische bodemstalen (1960-heden) die toegankelijk zijn via de Aardewerk databank (Van Orshoven J. et al. 1993).

Beschikt men niet over de middelen of tijd om bodemstalen te nemen, dan kan men op basis van drainageklasse en bodemtextuur de C-stock van de bodem schatten (Meersmans, 2008) (tabellen 9 tot 12).

→ *Kwantificering van de C-opname in de bodem voor de aanleg van nieuw natuurlandschap (bos, grasland, heide)*

Bij een omzetting van een gebied naar een nieuw natuurlandschap gaat u als volgt te werk:

- U bepaalt de koolstofvoorraad in het huidige gebied via een bodemstaal of via de methode van Meersmans (tabellen 9-12);
- U bepaalt via de methode van Meersmans de potentiële voorraad in het toekomstige gebied (tabellen 9-12);
- U maakt het verschil tussen beide;
- Dit verschil in voorraad spreidt u volgens tabel 13 proportioneel over de verschillende jaren.

tabel 9: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van akkers in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)

Akkerland		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	Leem	Zandleem	Licht Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	88	82	77	76	77	85	124
Droog (80-120 cm)	b	91	83	77	76	75	79	104
Matig droog (40-80 cm)	c	95	86	78	77	74	76	90
Matig nat (40-80 cm)	d	100	89	78	77	73	73	79
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	104	91	79	78	72	71	70
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	107	93	79	78	71	68	61
Nat (0-20 cm)	e	139	126	114	113	107	106	105
Zeer nat (< 10 cm)	f	198	184	170	169	162	159	152
Uiterst nat (< 0 cm)	g	241	225	211	210	202	199	188

bron: Meersmans, 2008

tabel 10: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van graslanden in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)

Grasland		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	Leem	Zandleem	Licht Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	142	108	75	74	67	73	101
Droog (80-120 cm)	b	147	113	79	79	79	82	97
Matig droog (40-80 cm)	c	157	123	90	89	86	88	95
Matig nat (40-80 cm)	d	167	133	100	99	93	92	93
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	174	140	107	106	98	96	91
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	182	148	114	114	103	100	89
Nat (0-20 cm)	e	210	176	142	142	133	132	126
Zeer nat (< 10 cm)	f	273	239	205	205	194	191	180
Uiterst nat (< 0 cm)	g	318	283	250	249	237	233	220

bron: Meersmans, 2008

tabel 11: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van heide in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)

Heide -Struweel		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	Leem	Zandleem	Licht Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	148	115	81	82	77	80	82
Droog (80-120 cm)	b	151	118	84	85	86	89	91
Matig droog (40-80 cm)	c	158	125	91	92	92	95	97
Matig nat (40-80 cm)	d	165	132	98	99	97	100	102
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	170	137	103	104	101	104	106
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	175	142	108	109	105	108	110
Nat (0-20 cm)	e	205	172	138	139	136	139	142
Zeer nat (< 10 cm)	f	266	233	199	200	196	199	201
Uiterst nat (< 0 cm)	g	309	276	242	243	238	242	244

bron: Meersmans, 2008

tabel 12: voorspelde koolstofwaarden in de bodem van bossen in functie van waterhuishouding en bodemtextuur (ton C/ha)

Bossen		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	Leem	Zandleem	Licht Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	143	110	76	77	72	75	78
Droog (80-120 cm)	b	146	113	79	80	81	84	86
Matig droog (40-80 cm)	c	153	120	86	87	87	90	92
Matig nat (40-80 cm)	d	160	127	93	94	92	95	97
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	165	132	98	99	96	99	101
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	170	137	103	104	100	103	105
Nat (0-20 cm)	e	200	167	133	134	131	135	137
Zeer nat (< 10 cm)	f	261	228	194	195	191	194	197
Uiterst nat (< 0 cm)	g	304	271	237	238	233	237	239

bron: Meersmans, 2008

De resultaten geven een totale waarde voor de levensduur van het desbetreffende ecosysteem. Voor gebruik in een MKBA dient men een jaarlijkse netto-opname in rekening te brengen. Deze berekent u proportioneel volgens tabel 13.

tabel 13: aanname van relatieve wijzigingen in de koolstofvoorraad ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van de tijd (aanname van jaarlijkse netto-opname)

jaar	Jaarlijks % op- of afname	jaar	Jaarlijks % op- of afname	jaar	Jaarlijks % op- of afname	jaar	Jaarlijks % op- of afname
1	2.50	26	1.29	51	0.69	76	0.36
2	2.44	27	1.26	52	0.67	77	0.36
3	2.38	28	1.23	53	0.65	78	0.35
4	2.32	29	1.20	54	0.64	79	0.34
5	2.26	30	1.17	55	0.62	80	0.33
6	2.20	31	1.14	56	0.61	81	0.32
7	2.15	32	1.11	57	0.59	82	0.31
8	2.09	33	1.08	58	0.58	83	0.31
9	2.04	34	1.06	59	0.56	84	0.30
10	1.99	35	1.03	60	0.55	85	0.29
11	1.94	36	1.00	61	0.53	86	0.28
12	1.89	37	0.98	62	0.52	87	0.28
13	1.84	38	0.96	63	0.51	88	0.27
14	1.80	39	0.93	64	0.49	89	0.26
15	1.75	40	0.91	65	0.48	90	0.26
16	1.71	41	0.89	66	0.47	91	0.25
17	1.67	42	0.86	67	0.46	92	0.24
18	1.63	43	0.84	68	0.45	93	0.24
19	1.58	44	0.82	69	0.44	94	0.23
20	1.55	45	0.80	70	0.42	95	0.23
21	1.51	46	0.78	71	0.41	96	0.22
22	1.47	47	0.76	72	0.40	97	0.21
23	1.43	48	0.74	73	0.39	98	0.21
24	1.40	49	0.72	74	0.38	99	0.20
25	1.36	50	0.70	75	0.37	100	0.20

Zie voorbeeld onder de kwantificering van N- en P-opslag.

→ **Kwantificering van de C-opslag in de bodem van moerassen, open water en riet**

Benodigde inputgegevens:

- leeftijd van het moerasesysteem
- diepte grondwatertafel

Voor moerasesystemen (ondiep (0-1 m) water met als mogelijke vegetatie macrofyten, riet of broekbos) hanteren we een licht aangepaste methodiek omdat deze systemen niet strikt gebonden zijn aan een bodemtextuur of drainageklasse. Op termijn ontwikkelen deze ecosystemen zich naar een toenemend gehalte organisch materiaal waarbij meer en meer een evenwichtssituatie wordt bereikt tussen koolstofopname en – uitstoot. De koolstofvoorraden van een ontwikkeld moeras zijn dan ook moeilijk in te schatten en zijn afhankelijk van de dikte van de organische laag (inclusief strooisellaag). Eigenlijk kan men ze enkel bepalen door bemonstering.

Voor een bestaand moerasesysteem dat bedreigd wordt, is bemonstering dan ook de beste methode. Indien bemonstering niet mogelijk is en de leeftijd van het moerasesysteem gekend is, kan men tabel 14 gebruiken voor een inschatting van de C-voorraad. Deze tabel kan men ook gebruiken om de potentiële C-voorraad bij de aanleg van nieuwe moerassen te bepalen.

Kolom 1 is de leeftijd per 10 jaar. Kolom 3 en 4 bevatten de methaanuitstoot. Kolom 5 en 6 bevatten de CO₂-opname en kolom 7 en 8 bevatten de CO₂-opname min het effect van methaanuitstoot.

tabel 14: opname en uitstoot van broeikasgassen door moerassen in functie van hun ontwikkelingsstadium

		uitstoot CH ₄ -C ton/ha.j (Altor en Mitsch, 2008)		CO ₂ -C opname balans (ton C/ha.j)		gemiddeld broeikasgas-effect CO ₂ - CH ₄ * factor 21) (ton C/ha.j)	
Leeftijd	gehalte organisch materiaal (0-50 cm)	permanent hoge watertafel (0-20 cm)	gepulseerd (tussen 20-40 ondermaai-veld tijdens zomer)	permanent hoge watertafel (0-20 cm)	gepuleerd (tussen 20-40 ondermaai -veld tijdens zomer)	permanent hoge watertafel (0-20 cm)	gepuleerd (tussen 20-40 ondermaai-veld tijdens zomer)
0	Veen 00 %	0,024	0,011	4,8	4,8	4,27	4,54
10	Veen 10 %	0,028	0,013	4,7	4,4	4,13	4,17
20	Veen 20 %	0,031	0,015	4,6	4,1	3,98	3,79
30	Veen 30 %	0,036	0,017	4,6	3,8	3,82	3,41
40	Veen 40 %	0,040	0,019	4,5	3,4	3,65	3,02
50	Veen 50 %	0,046	0,022	4,4	3,1	3,47	2,63
60	Veen 60 %	0,052	0,025	4,4	2,7	3,27	2,22
70	Veen 70 %	0,059	0,028	4,3	2,4	3,06	1,81
80	Veen 80 %	0,067	0,032	4,2	2,1	2,83	1,39
90	Veen 90 %	0,076	0,036	4,2	1,7	2,57	0,96
100	Veen 100 %	0,082	0,043	4,1	1,4	2,34	0,52
Representatief voor oppervlaktewater gevoede moerassen met beperkte doorstroming (quasi stilstaand) - open water - macrofyten - riet - zegge – liesgras – moerasbos							

bron: Altor en Mitsch, 2008

Een voorbeeld

Er wordt een nieuw moeras aangelegd met een verlaagde waterstand in de zomer (20-40 cm onder het maaiveld). We bekijken de baat over een periode van 30 jaar.

Indien we geen rekening houden met de methaanemissie, zal het moeras in totaal 133 ton C/ha sequestreren (het eerste decennium 4,8 ton C/ha.j, het tweede decennium 4,4 ton C/ha.j en het derde decennium 4,1 ton C/ha.j) (tabel 14, kolom 6).

Indien we wel rekening houden met de methaanemissies, dan zal het moeras in totaal 125 ton C/ha sequestreren (het eerste decennium 4,54 ton C/ha.j, het tweede decennium 4,17 ton C/ha.j en het derde decennium 3,79 ton C/ha.j) (tabel 14, kolom 8).

→ ***Kwantificering van N- en P-opslag voor alle natuurtypes behalve stromend water, oeverzones en slik en schor***

We kunnen de stikstof gebonden in organisch materiaal relateren aan de koolstofopslag in de bodem. Deze C/N verhouding in de bodem wordt onder andere bepaald door de aard van de strooiselproductie. De input van groen materiaal (bladeren) naar de strooisellaag geeft aanleiding tot een lage C/N, de input van houtig materiaal (schors, stengels) geeft aanleiding tot een hoge C/N verhouding. De aanwezigheid van nitraatfixerende vegetatie zal de C/N tevens verlagen. Vlinderbloemigen zoals klaver en brem zijn in staat om nitraat te fixeren uit de lucht.

De C/N verhoudingen zullen echter evolueren naarmate de strooisellaag wordt omgezet in humus (fijn organisch materiaal) en vervolgens in organische stof (niet meer zichtbaar van organische oorsprong). De gemakkelijk afbreekbare organische koolstof wordt eerst verteerd en de C/N verhouding daalt. Zure en zeer natte ecosystemen hebben een hogere C/N omwille van de specifieke vegetatie (riet, veenmos), de beperkte mineralisatie en omwille van denitrificatie in de natte bodems. Als de C/N verhouding groter is dan 30 treedt er nauwelijks nitrificatie op. Onderzoek leverde op dat bossen met een kleine N-voorraad slechts trage nitrificatiesnelheden en dus een verwaarloosbare nitraatuitspoeling kenden. Ook stelde men vast dat de NO_3^- – uitspoeling sterk toeneemt van zodra de C/N-ratio van de bodem lager is dan een kritische C/N ratio van 25. Ecosystemen die N-verzadigd zijn (eutroof), hebben een lage C/N verhouding en grote mineralisatiesnelheden. Deze bossen worden vaak gekenmerkt door hoge N-deposities uit de atmosfeer en overmaturiteit, met toegenomen mortaliteit. De lage retentiecapaciteit resulteert in hoge uitspoelingsconcentraties. De bodems in deze bossen zijn extreem zuur en Al-toxiciteit bereikt er vaak de grenswaarden.

In deze handleiding nemen we bepaalde C/N verhoudingen aan voor de verschillende algemene vegetatietypen en voor de totale hoeveelheid organische stof tot op 1 meter diepte. In de praktijk kan de C/N verhouding anders liggen omdat ze beïnvloed wordt door specifieke vegetatie (aard van de strooiselproductie), beheer, waterhuishouding, externe nitraataanvoer (grondwater, depositie), bodemzuurtegraad en bodemtextuur. Er zijn verschillende factoren die we moeten generaliseren.

Algemeen kan men de volgende factoren eventueel in rekening brengen bij het kiezen van een waarde tussen onder- en bovengrens.

- Hoe houtachtiger, vezeliger, taaier de strooiselproductie, hoe hoger de C/N verhouding. Hoe groener en fijner de strooiselproductie, hoe lager de C/N.
- Beheer van bossen verlaagt de C/N, omdat er stamhout verwijderd wordt.
- Regelmatige betreding van bosbodems en bodemverdichting verhoogt de C/N.

- Kalkrijke bodems hebben een lage C/N, alsook gebieden met kalkrijke kwel (grondwater). Zandige, zwak gebufferde bodems, hebben een hoge C/N.
- Hoe zuurder de bodem, hoe hoger de C/N.

Indien we aannemen dat er een gemiddelde N/P-verhouding is van 14-16, kunnen we uit de koolstofvoorraad van vegetatie, strooisel en bodem de P-opslag in de bodem afleiden als zijnde $1/15^{\text{de}}$ van de stikstofvoorraad (Koerselman en Meuleman, 1996).

Analyses van Vlaamse **akker- en cultuurgraslanden** tonen aan dat de C/N verhouding tussen 10 en 12 ligt. Dit is immers de verhouding die nodig is voor een optimale opbrengst. Door bemesting en beheer wordt deze verhouding nagestreefd.

Voor **natuurgraslanden** (weinig bemest, beperkt gemaaid) in gematigd klimaat worden C/N waarden gevonden van 12-14. Dit zal hoger liggen voor zuurdere bodems en lager voor kalkrijke graslanden.

Bodems van bossen hebben door input van meer houtachtig materiaal naar de strooisellaag een hogere C/N. Voor bodems van **gemengde bossen** hebben we een C/N gevonden van 20-25. Deze C/N zal vermoedelijk door beheer beïnvloed worden en lager liggen voor intensief beheerde bossen (dunningen) en hoger liggen voor onbeheerde bossen.

Bij **loofbossen** gaat de afbraak van strooisel veel sneller dan bij naaldbossen door 1) een rijker bodemleven en 2) een lagere C/N verhouding van het bladmateriaal. We schatten de C/N verhouding bij loofbossen in gematigd klimaat op 15-20. Bij loofbossen is er dan ook een snellere doorstroming van N vanuit de strooisellaag naar de minerale horizont. Er zijn echter grote verschillen tussen boomsoorten onderling naar bodemzuurtegraad (bvb zure beukenbossen) en grote variaties van de initiële C/N verhouding van de strooiselproductie (bvb Essen-Elzen bladval C/N = 25 versus Eikenbladval C/N = 50).

Bodems van **naaldbossen** hebben een C/N ratio van 25-30 omwille van hun moeilijk verteerbaar strooisel (naalden = C/N 50-100) en zure bodems.

Heide en vennen in bovenstroomse gebieden hebben een bodem C/N van 25. Hierbij speelt de zure zandige bodem een rol in de eerder hoge C/N verhouding.

Voor **veenmoerassen** (veenmos) is de bodem C/N 30, hoewel er in de literatuur voor veenmoerassen in Scandinavië zelfs nog hogere waarden gevonden worden tot 50.

Elzenbroekbossen zijn steeds zeer natte gemeenschappen met permanent hoge grondwaterstand op venige bodems. Tijdens het groeiseizoen blijft de grondwaterstand vrij dicht onder het maaiveld, maar verder stabiel zonder grote schommelingen. Deze bossen hebben onder drogere standplaatscondities (Ruigte Elzenbroek) een eerder lage C/N-verhouding van 10-18. Vaak zijn deze types van elzenbroekbossen ontstaan door verdroging van oorspronkelijk nattere elzenbroekbossen. De potentieel lage C/N is in de eerste plaats te verklaren door de eerder lage C/N van de bladeren (strooisel). De lage C/N van de bladeren en de bodem zal de mineralisatie bevorderen, tenzij dit proces beperkt wordt door de vaak zeer natte en zure standplaatscondities (weinig kwelaanvoer). Elzenbroeken in zeer natte omstandigheden zijn in staat om zich fysiologisch zo te ontwikkelen dat ze nitraat kunnen fixeren. Zeer natte mesotrofe tot oligotrofe elzen en berkenbroekbossen met een matig tot sterk zure bodem (3-6), hebben een hogere C/N van 20 – 25.

Voor bodems van **rietmoerassen** ligt de C/N-verhouding met een waarde van 25-35 het hoogste. Rietstrooisel mineraliseert zeer moeilijk en heeft een hoge C/N (50-70) waardoor het jaren kan duren voordat het strooisel is afgebroken.

tabel 15: Samenvattende tabel met algemene C/N waarden voor organische stof in bodems per vegetatietype

Vegetatietype	Boven- en ondergrens	Centrale waarde
Pioniersvegetatie	nvt	nvt
Akker en cultuurgrasland	8-12	10
Natuurlijk grasland	10-14	12
Loofbossen	15-25	20
Gemengde bossen	20-25	22
Naaldbossen	25-30	27
Heide en vennen	25-35	30
Rietmoerassen	25-35	30
Moerassen (zeggen, ruigten)	15-25	20
Eutrofe moerasbossen	15-20	17
Mesotrofe moerasbossen	20-25	22
Oligotrofe moerasbossen	25-30	27
Veenmoerassen	25-35	30

Om deze ecosysteemdienst te berekenen voor een aan te leggen gebied, dient men eerst de C-voorraad te berekenen zoals uitgelegd in vorige paragrafen. Proportioneel zal dan de N- en P-opslag ook toenemen.

Voor een bestaand gebied kan aan de hand van de potentiële extra C-voorraad berekend worden hoeveel N en P-opslag bijkomend mogelijk is tot een evenwicht wordt bereikt. Op basis hiervan kan een jaarlijkse toename berekend worden.

Als het gebied verdwijnt en er is een jaarlijkse afname van C dient men ook het verlies aan P en N te berekenen. Ook de potentieel bijkomende opslag verliest men.

Voorbeelden

Voorbeeld 1

Een 10 ha groot matig nat grasland op kleileembodem in valleigebied heeft een potentiële maximale C-voorraad in de bodem van 100 ton C/ha (tabel 10). Momenteel bezit het een C-voorraad van 50 ton C/ha (beschikbare informatie of te meten in bodemstaal). Dit betekent dat er momenteel een opslag in de bodem aanwezig is van 4,25 ton N/ha ($50 \text{ ton} * 1/12$) en 283 kg P/ha ($4,25 * 1/15$). Daarnaast heeft het ook nog een potentiële bijkomende opslag van 4,25 ton N/ha en 283 kg P/ha, met andere woorden 42 ton N en 2,8 ton P voor het gehele gebied (er is nog een bijkomend potentieel van 50 ton C/ha (100 ton potentieel-50 ton huidige voorraad)).

Als het grasland verloren gaat zullen de voorraden niet meer toenemen. Dit verlies aan potentiële stockage kan op basis van de C-voorraad jaarlijks berekend worden. Indien de huidige voorraad ook uit de bodem verdwijnt, moet men die ook als kost aftrekken.

Willen we de jaarlijkse afname van een verschil in potentiële C voorraad van 50 ton C/ha weten, dan gebruiken we tabel 13 en krijgen we de volgende jaarlijkse afname per hectare:

jaar	jaarlijks %	C	N	P	jaar	jaarlijks %	C	N	P	jaar	jaarlijks %	C	N	P	jaar	jaarlijks %	C	N	P
1	2,5	1250	104,2	6,9	26	1,3	645	53,8	3,6	51	0,7	345	28,8	1,9	76	0,4	180	15,0	1,0
2	2,4	1220	101,7	6,8	27	1,3	630	52,5	3,5	52	0,7	335	27,9	1,9	77	0,4	180	15,0	1,0
3	2,4	1190	99,2	6,6	28	1,2	615	51,3	3,4	53	0,7	325	27,1	1,8	78	0,4	175	14,6	1,0
4	2,3	1160	96,7	6,4	29	1,2	600	50,0	3,3	54	0,6	320	26,7	1,8	79	0,3	170	14,2	0,9
5	2,3	1130	94,2	6,3	30	1,2	585	48,8	3,3	55	0,6	310	25,8	1,7	80	0,3	165	13,8	0,9
6	2,2	1100	91,7	6,1	31	1,1	570	47,5	3,2	56	0,6	305	25,4	1,7	81	0,3	160	13,3	0,9
7	2,2	1075	89,6	6,0	32	1,1	555	46,3	3,1	57	0,6	295	24,6	1,6	82	0,3	155	12,9	0,9
8	2,1	1045	87,1	5,8	33	1,1	540	45,0	3,0	58	0,6	290	24,2	1,6	83	0,3	155	12,9	0,9
9	2,0	1020	85,0	5,7	34	1,1	530	44,2	2,9	59	0,6	280	23,3	1,6	84	0,3	150	12,5	0,8
10	2,0	995	82,9	5,5	35	1,0	515	42,9	2,9	60	0,6	275	22,9	1,5	85	0,3	145	12,1	0,8
11	1,9	970	80,8	5,4	36	1,0	500	41,7	2,8	61	0,5	265	22,1	1,5	86	0,3	140	11,7	0,8
12	1,9	945	78,8	5,3	37	1,0	490	40,8	2,7	62	0,5	260	21,7	1,4	87	0,3	140	11,7	0,8
13	1,8	920	76,7	5,1	38	1,0	480	40,0	2,7	63	0,5	255	21,3	1,4	88	0,3	135	11,3	0,8
14	1,8	900	75,0	5,0	39	0,9	465	38,8	2,6	64	0,5	245	20,4	1,4	89	0,3	130	10,8	0,7
15	1,8	875	72,9	4,9	40	0,9	455	37,9	2,5	65	0,5	240	20,0	1,3	90	0,3	130	10,8	0,7
16	1,7	855	71,3	4,8	41	0,9	445	37,1	2,5	66	0,5	235	19,6	1,3	91	0,3	125	10,4	0,7
17	1,7	835	69,6	4,6	42	0,9	430	35,8	2,4	67	0,5	230	19,2	1,3	92	0,2	120	10,0	0,7
18	1,6	815	67,9	4,5	43	0,8	420	35,0	2,3	68	0,5	225	18,8	1,3	93	0,2	120	10,0	0,7
19	1,6	790	65,8	4,4	44	0,8	410	34,2	2,3	69	0,4	220	18,3	1,2	94	0,2	115	9,6	0,6
20	1,6	775	64,6	4,3	45	0,8	400	33,3	2,2	70	0,4	210	17,5	1,2	95	0,2	115	9,6	0,6
21	1,5	755	62,9	4,2	46	0,8	390	32,5	2,2	71	0,4	205	17,1	1,1	96	0,2	110	9,2	0,6
22	1,5	735	61,3	4,1	47	0,8	380	31,7	2,1	72	0,4	200	16,7	1,1	97	0,2	105	8,8	0,6
23	1,4	715	59,6	4,0	48	0,7	370	30,8	2,1	73	0,4	195	16,3	1,1	98	0,2	105	8,8	0,6
24	1,4	700	58,3	3,9	49	0,7	360	30,0	2,0	74	0,4	190	15,8	1,1	99	0,2	100	8,3	0,6
25	1,4	680	56,7	3,8	50	0,7	350	29,2	1,9	75	0,4	185	15,4	1,0	100	0,2	100	8,3	0,6

Voorbeeld 2

Een onvoldoende gedraineerd grasland (drainageklasse d - matig nat) van 10 ha op zand, wordt vernat (drainageklasse f – zeer nat) en bebost. Het gebied ligt in een vallei van een beek.

- Een grasland op zandbodem met drainageklasse d heeft een potentiële koolstofvoorraad van 93 ton C/ha. (tabel 10)
- Een moerasbos op zandbodem met drainageklasse f heeft een potentiële koolstofvoorraad van 197 ton C/ha (tabel 12). De typische C/N verhouding voor een mesotroof moerasbos is 22 (tabel 15).

De potentiële extra C-sequestratie in organische stof in de bodem bedraagt 104 ton C/ha (197-93). Hier aan gekoppeld worden 4720 kg N/ha ($104 \cdot 1/22$) en 315 kg P/ha ($4720 \cdot 1/15$) opgeslagen (aangezien het gebied ervoor zorgt dat minder N en P in de beek terechtkomen, is dit een baat). Voor het gebied van 10 ha komt dit neer op 1040 ton C, 47200 kg N en 3150 kg P.

Dit zal gradueel gerealiseerd worden over een periode van 100 jaar. We gaan daarbij uit van een jaarlijkse wijziging van 2,5 % van het verschil in potentiële koolstofopslag.

Willen we dus voor een MKBA een jaarlijkse toename van C (in ton), N en P (in kg) bij een toename van de totale koolstofvoorraad met 1040 ton berekenen, gebruiken we tabel 13:

jaar	jaarlijks %	C (ton)	N (kg)	P (kg)	jaar	jaarlijks %	C (ton)	N (kg)	P (kg)
1	2,50	26,0	1182	79	22	1,47	15,3	695	46
2	2,44	25,4	1153	77	23	1,43	14,9	676	45
3	2,38	24,8	1125	75	24	1,40	14,6	662	44
4	2,32	24,1	1097	73	25	1,36	14,1	643	43
5	2,26	23,5	1068	71	26	1,33	13,8	629	42
6	2,20	22,9	1040	69	27	1,29	13,4	610	41
7	2,15	22,4	1016	68	28	1,26	13,1	596	40
8	2,09	21,7	988	66	29	1,23	12,8	581	39
9	2,04	21,2	964	64	30	1,20	12,5	567	38
10	1,99	20,7	941	63	31	1,17	12,2	553	37
11	1,94	20,2	917	61	32	1,14	11,9	539	36
12	1,89	19,7	893	60	33	1,11	11,5	525	35
13	1,84	19,1	870	58	34	1,08	11,2	511	34
14	1,80	18,7	851	57	35	1,06	11,0	501	33
15	1,75	18,2	827	55	36	1,03	10,7	487	32
16	1,71	17,8	808	54	37	1,00	10,4	473	32
17	1,67	17,4	789	53	38	0,98	10,2	463	31
18	1,63	17,0	771	51	39	0,96	10,0	454	30
19	1,58	16,4	747	50	40	0,93	9,7	440	29
20	1,55	16,1	733	49	41	0,91	9,5	430	29
21	1,51	15,7	714	48	42	0,89	9,3	421	28

jaar	jaarlijks %	C (ton)	N (kg)	P (kg)	jaar	jaarlijks %	C (ton)	N (kg)	P (kg)
43	0,86	8,9	407	27	72	0,41	4,3	194	13
44	0,84	8,7	397	26	73	0,40	4,2	189	13
45	0,82	8,5	388	26	74	0,39	4,1	184	12
46	0,80	8,3	378	25	75	0,38	4,0	180	12
47	0,78	8,1	369	25	76	0,37	3,8	175	12
48	0,76	7,9	359	24	77	0,36	3,7	170	11
49	0,74	7,7	350	23	78	0,36	3,7	170	11
50	0,72	7,5	340	23	79	0,35	3,6	165	11
51	0,70	7,3	331	22	80	0,34	3,5	161	11
52	0,69	7,2	326	22	81	0,33	3,4	156	10
53	0,67	7,0	317	21	82	0,32	3,3	151	10
54	0,65	6,8	307	20	83	0,31	3,2	147	10
55	0,64	6,7	303	20	84	0,31	3,2	147	10
56	0,62	6,4	293	20	85	0,30	3,1	142	9
57	0,61	6,3	288	19	86	0,29	3,0	137	9
58	0,59	6,1	279	19	87	0,28	2,9	132	9
59	0,58	6,0	274	18	88	0,28	2,9	132	9
60	0,56	5,8	265	18	89	0,27	2,8	128	9
61	0,55	5,7	260	17	90	0,26	2,7	123	8
62	0,53	5,5	251	17	91	0,26	2,7	123	8
63	0,52	5,4	246	16	92	0,25	2,6	118	8
64	0,51	5,3	241	16	93	0,24	2,5	113	8
65	0,49	5,1	232	15	94	0,24	2,5	113	8
66	0,48	5,0	227	15	95	0,23	2,4	109	7
67	0,47	4,9	222	15	96	0,23	2,4	109	7
68	0,46	4,8	217	14	97	0,22	2,3	104	7
69	0,45	4,7	213	14	98	0,21	2,2	99	7
70	0,44	4,6	208	14	99	0,21	2,2	99	7
71	0,42	4,4	199	13	100	0,20	2,1	95	6

→ **Kengetallen voor P-begraving in oeverzones**

De retentie van fosfaat in bufferstroken en oeverzones en de erosieproblematiek hangen sterk samen. Fosfaat is gebonden aan fijne bodemdeeltjes en komt via sedimenten in het oppervlaktewater terecht. De werking van bufferstroken voor fosfaatretentie is sterk afhankelijk van de capaciteit van de bufferstrook om sediment tegen te houden en van de sedimentbelasting waaraan de bufferstrook wordt blootgesteld. Er zijn erosiemodellen (bijv. EUROSEM) nodig om de benodigde breedte en efficiëntie te berekenen.

Er zijn niet meteen kengetallen beschikbaar omdat de efficiëntie van oeverzones voor fosfaatretentie sterk verschilt.

→ **Kengetallen voor N- en P- begraving in overstromingsgebieden/slik en schor**

In het kader van de MKBA actualisatie van het Sigmaplan werden twee fracties detritus¹¹ gemodelleerd in het OMES-model: een snel afbreekbare en traag afbreekbare fractie. Het snel afbreekbaar materiaal accumuleert niet, maar accumulatie van traag afbreekbaar materiaal vindt wel plaats. In het gebruikte scenario voor het Sigmaplan werd de begraving van N ingeschat op 150 kg N/ha per jaar (Cox et al. 2004).

In het kader van dezelfde studie heeft men een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de grootteorde van fosfaatretentie in groeiende slikken en schorren. Door sedimentatie en accumulatie van traag afbreekbaar materiaal bij schorren en slikken wordt fosfor uit het water verwijderd. Uit metingen bij de rivier de Elbe blijkt dat de begraving 4 tot 56 kg P per ha per jaar bedraagt (Dehnhart en Meyerhoff, 2002).

Van zodra een evenwichtssituatie in het schor is bereikt, wordt deze baat niet meer voortgebracht. Wanneer deze wordt bereikt is in te schatten door experts. In de bovenstaande studie werd een duur van 15 jaar gebruikt.

5.2.3 Monetarisering

Zoals besproken in 2.2.4 hanteren we met de huidige inzichten een marginale reductiekost van €50/ton CO₂-eq of €183/ton C als kengetal (MIRA, 2008).

Voor de monetaire waarde van N- en P-verwijdering baseren we ons op de marginale reductiekost. Deze bepalen we op basis van het Milieukostenmodel Water (Broekx et al., 2008). Het MKM Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie).

Voor stikstof is deze marginale reductiekost €74/kg N en voor fosfor €800/kg P. In het achtergronddocument (Liekens et al. 2009) wordt hierop dieper ingegaan.

¹¹ niet levend organisch materiaal

5.2.4 Toepassing

De getallen voor begraving van N en P in gereduceerde gecontroleerde getijdengebieden zijn als zeer indicatief te beschouwen, maar zijn wel realistisch in vergelijking met de literatuur. Deze getallen mag men in de MKBA slechts voor een beperkte periode meenemen omdat een volwassen schor in een evenwichtssituatie terechtkomt waar zowel sedimentatie als erosie plaatsvindt. In de MKBA-actualisatie van het Sigmaplan rekende men met 15 jaar (De Nocker et al., 2004).

Deze waarden van N en P zijn de maximale marginale kosten voor het verwijderen van een eenheid N, respectievelijk een eenheid P, door het nemen van maatregelen en kunnen enkel toegepast worden bij de waardering van ecosysteemdiensten. Men kan ze niet gebruiken om de baten van maatregelen voor waterzuivering met elkaar te vergelijken (bijv. om te kiezen tussen het plaatsen van een extra zuiveringsinstallatie of het verder verminderen van de veestapel) omdat de kosten van deze maatregelen gebruikt zijn bij het schatten van deze waarde.

Indien zowel N- als P-verwijdering of -opname plaatsvinden, dan moet men beide berekenen maar wordt om dubbeltellingen te vermijden alleen het hoogste bedrag van de twee meegenomen. Bij de bepaling van de marginale reductiekost komen immers maatregelen voor die een effect hebben op beide nutriënten.

Een voorbeeld

Een natuurlijk grasland van 10 ha heeft in het eerste jaar een geschatte netto-opname van 300 kg N en 22,5 kg P.

De waarde voor N = 300 kg * €74/kg N = €22.200

De waarde voor P = 22,5 kg * €800/kg P = €18.000

Enkel de €22.200 wordt meegeteld in de batenberekening.

5.3 C- , N- en P-opslag in de strooisellaag en biomassa van bossen

5.3.1 Beschrijving

Planten nemen nutriënten en koolstof op uit het milieu en gebruiken die om biomassa op te bouwen. De nutriënten worden aldus (tijdelijk) uit het milieu verwijderd. Alle natuurtypen nemen uiteraard nutriënten op. We nemen echter aan dat vooral bossen met een grote, langlevende biomassa belangrijk zijn voor de opname en buffering van nutriënten. Bij de andere natuurtypen is dit tijdelijk omdat de nutriënten opnieuw in het milieu terechtkomen wanneer de planten vergaan.

De koolstof die vastgelegd wordt in de biomassa van bossen kan niet meer bijdragen tot de opwarming van ons klimaat.

N- en P-opname in de biomassa van bossen is slechts een ecosysteemdienst als ze vermijdt dat stikstof (N) en fosfor (P) in het grond- of oppervlaktewater terechtkomen of als ze die uit het water verwijdert zodat het water zuiverder wordt. Als een ecosysteem niet in contact komt met oppervlaktewatersystemen en/of grondwater, dan is de zuiverende functie niet eenduidig en is de opslag geen baat naar waterkwaliteit. De baat is dus vooral van toepassing op valleigebieden en oeverzones langs grote en kleine waterlopen.

Onderstaande overzichten geven per natuurtype aan welke tabellen u dient te gebruiken voor de kwantificering.

Natuurtype	Kwantificering	Monetarisering
Open water, moeras, riet	<	
Pioniervegetatie	<	
Slik en schor	<	
Grasland	<	
Heide en landduin	<	
Bos	Bepalen op basis van leeftijd (tabel 16 en tabel17)	€183/ton C

<: verwaarloosbaar

Natuurtype	Kwantificering	Monetarisering	
		N	P
Open water, moeras, riet	<		
Pioniervegetatie	<		
Slik en schor	<		
Grasland	<		
Heide en landduin	<		
Bos	kg per ton biomassa (tabel 16 en tabel 17)	€74/kg N	€800/kg P

<: verwaarloosbaar, nvt: niet van toepassing

→ **Kwantificering van de C-opslag in de strooisellaag en biomassa van bossen****Benodigde inputgegevens:**

- biomassa van het bos (bestaand gebied)
- OF
- meest voorkomende boomsoorten
- beheer (intensief, beperkt of onbeheerd)

De bepalende variabelen voor de kwantificering zijn de biomassa-productiviteit (jaarlijkse toename), de biomassa-voorraad (kg/m²) en de specifieke nutriëntenratio's (N/P inhoud) van het vegetatietype per eenheid biomassa. De biomassa-inhoud van bossen is vrij goed gedocumenteerd in functie van de koolstofopslag en wordt hoofdzakelijk bepaald door de boomsoort (maximale opslag) en de bosleeftijd (maximale leeftijd).

Bij een bestaand of aan te leggen bos bepaalt u de meest voorkomende boomsoort. Deze boomsoort heeft een karakteristieke maximale levensduur en biomassa. U kijkt dan in tabel 13 hoeveel koolstofvoorraad deze boomsoort in de biomassa kan opslaan en hoeveel N- en P-opslag hiermee gepaard gaat. Uit literatuuronderzoek leiden we af dat de biomassa van bossen ongeveer 4 kg N en 0,4 kg P per ton biomassa bevat. Jonge bossen en struikachtigen hebben een hogere N en P – inhoud (6 kg N/ton en 0.6 P/ton) omdat ze verhoudingsgewijs nog veel dunne takken en schors hebben. Sommige soorten hebben een iets hogere nutriënteninhoud (bijv. els).

Indien de biomassa van een bestaand bos gekend is en uitgedrukt wordt als koolstofinhoud per ha, dient men deze waarde te vermeerderen met een factor 2 om de biomassa in ton droge stof te kennen. Een ton biomassa bevat dus ongeveer 450-550 kg koolstof. Dan kan u met bovenstaande verhoudingen de hoeveelheid N- en P-opslag berekenen.

Indien men dit wil berekenen voor gebruik in bijvoorbeeld een MKBA berekenen we de toename per 2% van de maximale leeftijd op basis van tabel 14 (zie ook achtergrondrapport p. 82 e.v. (Liekens et al., 2009)).

Indien meerdere boomsoorten representatief zijn, berekent u het bovenstaande per soort en geschatte oppervlakte.

tabel 16: maximale bosleeftijd en geassocieerde levende biomassa, koolstofopslag en nutriënten-inhoud

Boomsoort	Maximale leeftijd	Maximale bovengrondse biomassa (ton droge stof/ha)	ton C/ha	kg N/ha	kg P/ha
Berk	80	160	80	640	64
Zwarte Els	150	150	75	600	60
Beuk	250	400	200	1600	160
Eik	250	350	175	1400	140
Es	250	240	120	960	96
Wilg	100	120	60	480	48
Populier	100	100	50	400	40
Grove Den	600	300	150	1200	120
Haagbeuk	150	300	150	1200	120
Linde	300	600	300	2400	240
Spar	120	250	125	1000	100
Lork	120	250	125	1000	100

Bron: eigen inschatting op basis van literatuur

tabel 17: relatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd

% maximale bosleeftijd	Toename per 2 % maximale bosleeftijd	% maximale biomassa (cumulatief)
0	0.37%	0.37%
2	0.37%	0.74%
4	0.72%	1.46%
6	0.87%	2.33%
8	1.04%	3.37%
10	1.22%	4.59%
12	1.42%	6.00%
14	1.63%	7.63%
16	1.85%	9.49%
18	2.08%	11.57%
20	2.31%	13.88%
22	2.45%	16.33%
24	2.54%	18.87%
26	2.76%	21.63%
28	2.97%	24.60%
30	3.16%	27.76%
32	3.33%	31.09%
34	3.46%	34.55%
36	3.57%	38.13%
38	3.64%	41.77%
40	3.68%	45.45%
42	3.68%	49.13%
44	3.65%	52.78%
46	3.57%	56.35%
48	3.47%	59.82%
50	3.34%	63.16%
52	3.25%	66.41%
54	3.18%	69.59%
56	3.00%	72.58%
58	2.80%	75.39%
60	2.59%	77.98%
62	2.38%	80.36%
64	2.26%	82.62%
66	2.16%	84.79%
68	1.95%	86.73%
70	1.74%	88.47%
72	1.54%	90.01%
74	1.43%	91.45%
76	1.35%	92.80%
78	1.17%	93.97%
80	1.01%	94.98%
82	0.87%	95.85%
84	0.73%	96.58%
86	0.69%	97.28%
88	0.62%	97.89%
90	0.51%	98.41%
92	0.42%	98.83%
94	0.35%	99.18%
96	0.31%	99.49%
98	0.28%	99.77%
100	0.23%	100.00%

Bron: eigen inschatting op basis van literatuur.

In de wortelbiomassa wordt nog eens 25% van de opslag in de bovengrondse biomassa opgeslagen (Cairns, 1997).

Voor de strooisellaag is er naar verwachting een quasi lineaire toename van de C-voorraad en bedraagt deze toename een vast percentage van de bovengrondse biomassa. Dit percentage is verschillend naargelang de graad van het beheer. Bereken aan de hand van tabel 16 en onderstaande percenten de maximale C-opslag in de strooisellaag en verdeel dit lineair over de maximale leeftijd.

- Voor intensief beheerde bossen is dit ongeveer 10-25 % van de opslag in de biomassa (monocultuur aanplanten, weinig tot geen ondergroei, regelmatige dunningen, vaste plantafstand).
- Voor beperkt beheerde bossen is dit 50 % van de opslag in de biomassa (aanplanten, regulier beheer, enkel verwijderen van stamhout, beperkte dunning, aanwezigheid van ondergroei).
- Voor onbeheerde bossen is dit ongeveer 75 % van de opslag in de biomassa (spontane bebossing of zeer oude bossen met natuurlijke verjonging, nulbeheer, geen extractie van biomassa).

Een voorbeeld.

Voorbeeld 1

Een aanplant van beuk zal maximaal 250 jaar oud worden en daarbij een maximale biomassa hebben van 400 ton/ha. Dit wil zeggen dat er een maximale C-opslag is van 200 ton C/ha. Het bos ligt niet in valleigebied en heeft dus geen baten naar verbeterde waterkwaliteit.

Het eerste jaar komt in tabel 17 overeen met een toename van 0,37 % van de maximale biomassa (0,74 ton C/ha).

In jaar 5 wordt (5/250) 2 % van de maximale bosleeftijd bereikt – dit komt in tabel 17 overeen met een extra toename van 0,37 % van de maximale biomassa (0,74 ton C/ha).

In jaar 10 wordt (10/250) 4 % van de maximale bosleeftijd bereikt – dit komt in tabel 17 overeen met een extra toename van 0,72 % van de maximale biomassa (1,44 ton C/ha).

Enzovoort.

Indien de nieuwe bossen bestaan uit verschillende boomsoorten, maakt u best een inschatting van de totale oppervlakte per boomsoort en berekent u het bovenstaande per boomsoort.

Voorbeeld 2

We planten een eikenbos aan dat aan de rand ligt van een aantal beekjes en naast een aantal intensief gebruikte akkers. Het bos wordt na aanplant niet meer beheerd. Het bos treedt dus op als een buffer voor de afspoeling van nutriënten van de akker. We willen weten wat de opslag van C, N en P is over een periode van 100 jaar. We berekenen eerst de opslag van C in het bos over een levensduur van 100 jaar (aanname).

Uit tabel 16 blijkt dat een eik 250 jaar oud kan worden met een maximale biomassa van 350 ton droge stof/ha. Het eikenbos heeft dan een C-voorraad van 175 ton/ha, een N-voorraad van 1400 kg/ha en een P-voorraad van 140 kg/ha.

Nu is de levensduur van dit bos maar 100 jaar zijnde 40 % van de maximale leeftijd voor een eikenbos (100/250). Dit komt in tabel 17 overeen met ongeveer 45,45 % van de maximale biomassa. Het bos zal na 100 jaar een biomassa hebben van 159 ton droge stof /ha en heeft dus een C-voorraad van 79,5 ton/ha (350 ton biomassa bevat 175 ton C; 45,45% van 175 ton C/ha= 79,5 ton C/ha), een N-opslag van 636 kg N/ha ($4\text{kg/ha} \cdot 159$) en een P-opslag van 63,6 kg P/ha ($0,4\text{ kg/ha} \cdot 159$).

Daarenboven bedraagt de opslag in de wortelbiomassa 25 % van de C-opslag in de bovengrondse biomassa ($0,25 \cdot 79,5\text{ ton C/ha} = 20\text{ ton C/ha}$).

De strooisellaag (inclusief dood hout) is voor een totaal onbeheerd bos 75 % van de C-opslag in de bovengrondse biomassa $\Rightarrow 0,75 \cdot 79,5\text{ ton/ha} = 59,6\text{ ton C/ha}$.

Als men dit wil berekenen voor gebruik in bijvoorbeeld een MKBA, dan dient men de toename per X % van de maximale leeftijd op basis van tabel 17 te berekenen.

Soort	leeftijd	biomassa	C (ton/ha)	N (kg/ha)	P(kg/ha)	
Eik (max)	250	350	175	1400	140	Bron: (tabel 16)
leeftijd	% van max leeftijd	% biomassa	C (ton/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	Bron: (tabel 17)
0	0	0,37%	0,6475	5,18	0,518	
5	2	0,37%	0,6475	5,18	0,518	
10 Enz.	4	0,72%	1,26	10,08	1,008	

Het eerste jaar komt in tabel 17 overeen met een toename van 0,37 % van de maximale biomassa. Er is een C-opname van 0,37% van 175 ton C/ha = 0,65 ton C/ha. De C-opslag in de wortelmassa is 25% van 0,65 ton C/ha = 0,16 ton C/ha. De opslag in strooisel is $0,65 \cdot 0,75 = 0,49\text{ ton C/ha}$. De opslag van respectievelijk N en P bedraagt 5,18 kg/ha (0,37% van 1400) en 0,52 kg/ha (0,37% van 140).

Enzovoort.

5.3.2 Monetarisering

Zoals reeds besproken in 2.2.4, hanteren we met de huidige inzichten een marginale reductiekost van €50/ton CO₂-eq of €183/ton C als kengetal (MIRA, 2008). Voor de monetaire waarde van de nutriëntenverwijdering bepalen we op basis van het Milieukostenmodel Water (Broekx et al. 2008) een marginale reductiekost voor N en P. Het MKM Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw. De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Met het MKM Water kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosteneffectiviteit (€/kg reductie).

Voor N is deze marginale kost €74/kg N en voor P €800/kg P. In het achtergronddocument (Liekens et al., 2009) wordt hierop dieper ingegaan.

Een voorbeeld

Het eikenbos uit ons voorbeeld slaat in het eerste jaar 1,3 ton C/ha, 5,18 kg N/ha en 0,518 kg P/ha in de biomassa op. Het heeft in dat jaar een baat van €238/ha voor C-opslag. Voor N en P zijn de monetaire waarden in het eerste jaar €383/ha en €414/ha.

5.3.3 Toepassing

Deze monetaire waarden van N en P zijn de maximale marginale kosten voor het verwijderen van een eenheid N respectievelijk een eenheid P door het nemen van maatregelen en kunnen enkel toegepast worden bij de waardering van ecosysteemdiensten. Ze kunnen niet gebruikt worden om de baten van maatregelen voor waterzuivering met elkaar te vergelijken (bijv. om te kiezen tussen het plaatsen van een extra zuiveringsinstallatie of het verder verminderen van de veestapel) omdat de kosten van deze maatregelen gebruikt zijn bij het schatten van deze waarde.

Indien zowel N- als P-verwijdering of -opname plaatsvinden, dan moet men beide berekenen maar wordt, om dubbeltellingen te vermijden, alleen het hoogste bedrag van de twee meegenomen. Bij de bepaling van de marginale reductiekost komen immers maatregelen voor die een effect hebben op beide nutriënten (zie voorbeeld 5.2.4).

5.4 Luchtkwaliteit (vnl. fijn stof)

5.4.1 Beschrijving

Vegetatie kan de luchtkwaliteit verbeteren door de afvang van pollutanten. In het kader van een MKBA is deze ecosysteemdienst voornamelijk belangrijk voor fijn stof, omdat luchtverontreiniging door fijn stof leidt tot belangrijke welvaartsverliezen. Fijn stof is verantwoordelijk voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast veroorzaakt door milieuverontreiniging (gemeten in termen van verloren gezonde levensjaren) (MIRA, achtergronddocument milieu mens en gezondheid, 2007).

Vegetatie beperkt mee de verspreiding van fijn stof omdat het de droge depositie (neerslag) van zwevend stof verhoogt. Dit effect spreekt het meest tot de verbeelding voor bomen, maar is relevant voor alle vormen van vegetatie en voor alle in dit rapport beschouwde natuurtypes en landbouw.

Vegetatie heeft niet alleen een effect op fijn stof, maar ook op NO_x, ozon, NH₃ en VOS. NO_x en NH₃ zijn van belang als precursoren van secundair fijn stof (nitraten uit NO_x en NH₃; sulfaten uit SO₂ en NH₃) en/of van ozon (ozon uit NO_x en VOS). We beperken ons tot NO_x en NH₃.

Natuurtype	Kwantificering	Monetarisering
Open water, moeras, riet	tabel 18 en 19	tabel 20
Stromend water	tabel 18 en 19	tabel 20
Pioniervegetatie	tabel 18 en 19	tabel 20
Slik en schor	tabel 18 en 19	tabel 20
Grasland	tabel 18 en 19	tabel 20
Heide en landduin	tabel 18 en 19	tabel 20
Bos	tabel 18 en 19	tabel 20

5.4.2 Kwantificering

Benodigde inputgegevens:

- natuurtype

Om kengetallen af te leiden, baseren we ons op twee Nederlandse bronnen: Witteveen en Bos, 2006 en Oosterbaan, 2006. De kengetallen zijn opgesteld in tabel 18 en tabel 19 voor de natuurtypes die onderscheiden worden in deze studie. Oosterbaan houdt rekening met een extra afvang van fijn stof door vegetatie op weilanden en akkers, waardoor lagere waarden voor een verandering kunnen bekomen worden dan bij Witteveen en Bos. Beide studies kunnen gebruikt worden, maar we raden aan ze niet te mengen.

tabel 18: kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurtypes (in kg/ha.j)

Nr.	Natuurtype	Witteveen en Bos	Oosterbaan
		kg/ha.jaar	kg/ha.jaar
1	Natuurlijke graslanden en ruigte		
	gras	nvt	18
	ruigte	10	/
2	Bos en struweel		
	bos	50	36
	bos met ondergroei	100	44 ⁽³⁾
3	Slik en schor	nvt	/
4	Pioniersvegetaties	/	/
5	Open water, riet en moeras		
	riet	10 ⁽¹⁾	20.7
	open water	0 ⁽⁵⁾	0 ⁽⁵⁾
6	Heide en landduinen		
	heide	50 ⁽²⁾	/
	duin	nvt	nvt
7	Weiland en akker		
	weiland	nvt	18
	akkerland	nvt	6.4
	agrarisch landschap met landschapselementen	/	+ 5 % ⁽⁴⁾
	Bebouwde omgeving		
	wegen, industrie	/	0 ⁽⁵⁾

Bron: Witteveen en Bos, 2006; Oosterbaan, 2006 omgerekend naar kg/ha door VITO.

nvt: studie geeft aan dat opvang niet relevant is voor dat type

/: studie geeft over dat type natuur of landgebruik geen informatie

(1) op basis van aanname 10 % van bos met ondergroei

(2) op basis van aanname 50 % van bos met ondergroei

(3) op basis bomenrij met struikgewas

(4) op basis van een gevalstudie in Nederland, omvat het effect van landschapselementen zoals heggen, struiken, bomenrijen en solitaire bomen ...: is een verhoging van enkele procenten van het effect van een weiland of akkerland.

(5) 0 kg/ha/jaar betekent niet dat er daar geen droge depositie is, maar wel dat dit landgebruik de droge depositie niet verhoogt.

De literatuur geeft ook schattingen voor afvang van en/of effecten op concentraties van NO_x (Witteveen en Bos, 2006), ozon en NH₃ (Oosterbaan, 2006). Voor deze polluenten zijn de onzekerheden groter omdat ze maar op één bron zijn gebaseerd. Men kan deze cijfers hanteren om ordes van grootte af te tasten, maar men moet voorzichtig zijn, vooral voor de vergelijking van verschillende natuurtypes.

tabel 19: kengetallen voor de kwantificering van afvang van NO_x en NH₃ door natuurtypes (in kg/ha.j)

Nr.	Natuurtype	NO _x	NH ₃
		kg/ha.j	kg/ha.j
1	Natuurlijke graslanden en ruigte gras ruigte		
2	Bos en struweel bos bos met ondergroei	205	45
3	Slik en schor		
4	Pioniersvegetaties	/	/
5	Open water, riet en moeras riet open water		37
6	Heide en landduinen heide duin	100 ⁽¹⁾ nvt	/ nvt
7	Weiland en akker weiland akkerland agrarisch landschap met landschapselementen	nvt	35
	Bebouwde omgeving wegen, industrie	/	/
	Bron:	Witteveen en Bos	Oosterbaan

Bron: Witteveen en Bos, 2006; Oosterbaan, 2006 omgerekend naar kg/ha door Vito.

nvt: studie geeft aan dat opvang niet relevant is voor dat type

/: studie geeft over dat type natuur of landgebruik geen informatie

(1) op basis van aanname 50 % van bos

5.4.3 Monetarisering

Voor de afvang van fijn stof kunnen we voortbouwen op studies en kengetallen over de schade van uitstoot van fijn stof voor de menselijke gezondheid, die ontwikkeld zijn in het kader van Europese studieprogramma's en toegepast worden voor het luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen.

Op basis van luchtkwaliteitmodellen werd de bijdrage van emissies aan concentraties geschat. Op basis van epidemiologische studies werd een statistisch verband geschat tussen die concentraties en gezondheidsindicatoren (bijv. hospitaalopnames). Deze gezondheidsindicatoren zijn op hun beurt gewaardeerd op basis van een combinatie van informatiebronnen zoals kosten voor ziekteverzekering of studies naar de bereidheid tot betalen van mensen om specifieke kwalen te voorkomen. De economische waardering die in deze studies is ingebakken berust dus ook op de methode van uitgedrukte voorkeuren (zie LNE, 2008).

Om deze informatie te gebruiken voor de waardering van de afvang van fijn stof door vegetatie moeten we een verband leggen tussen deze afvang en concentraties in de omgevingslucht die de gezondheidseffecten veroorzaken.

Op basis van literatuuronderzoek berekende VITO de marginale schadekost voor emissiereducties van fijn stof.

Voor de waardering van de afvang van NO_x en NH₃ baseren we ons eveneens op de schatting van externe kosten voor de uitstoot van 1 kg NO_x (Torfs 2005, op basis Externe 2004).

Tabel 20 geeft een overzicht van de aanbevolen kengetallen voor de waardering van de afvang van pollutanten door vegetatie, zoals gekwantificeerd in tabel 18 en tabel 9 op basis van de marginale schadekosten.

tabel 20: kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof, NO_x en NH₃ door natuurtypes (in €/kg)

	Basisschatting	Sensitiviteitsanalyse
	€/kg	€/kg
Fijn stof	30	
NO _x	6,5	
NH ₃ (sensitiviteit)		4,8

Bron: Vito op basis van Torfs 2005

Een voorbeeld

Een weiland wordt omgezet naar een meer natuurlijker grasland. In dit geval blijkt uit tabel 18 voor Oosterbaan dat er geen verandering plaatsvindt in de hoeveelheid fijn stof die door de vegetatie wordt afgevangen. Er is geen bijkomende waarde (18-18) voor deze ecosysteemdienst. Ook volgens Witteveen en Bos is er geen verandering.

Een akker wordt omgezet naar open water en riet. Dit betekent dat er 14,3 kg/ha.j extra fijn stof (20,7 – 6,4) wordt afgevangen volgens Oosterbaan (tabel 18) en 2 kg NH₃/ha.j (tabel 19). Volgens Witteveen en Bos is er een verandering van 10 kg/ha.j extra fijn stof afvang.

Dit heeft een waarde van €300/ha.j (10*30). Als sensitiviteit kan men in een MKBA een waarde van €438,6/ha.j (14,3*30 + 2*4,8) hanteren.

5.4.4 Toepassing

Omdat men steeds meer inzicht krijgt in de effecten van stadslucht op de volksgezondheid, is het aanbevolen om de parameters voor het toerekenen hiervan regelmatig te actualiseren, bijvoorbeeld in functie van gegevens in het Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen (MIRA) m.b.t. de verspreiding van zwevend stof.

Deze kengetallen zijn minder geschikt voor de beoordeling van specifieke gevallen waarbij natuur wordt aangelegd als groenscherm voor de verbetering van de luchtkwaliteit. In deze gevallen zijn specifieke studies voor effecten op de luchtkwaliteit aangewezen.

5.5 Geluidreductie

5.5.1 Beschrijving

Hinder is het meest ervaren probleem als gevolg van geluidsoverlast. Hinder kan worden omschreven als een algemeen gevoel van ongenoegen of een reactie van verzet veroorzaakt door het geluid. Hinder uit zichzelf in angst, onzekerheid en lichte boosheid (Stansfeld & Matheson, 2003; RIVM, 2005).

Bij een gelijkblijvend geluidsniveau ondervindt de afgelopen jaren een steeds groter percentage mensen hinder. In de woonomgeving is verkeerslawaaï de meest voorname oorzaak van geluidsoverlast (den Boer et al., 2008). Om deze hinder te voorkomen, kunnen zowel aan de bron- als aan de ontvangerzijde verschillende maatregelen genomen worden.

Een geluidsbuffer plaatsen tussen het verkeer en de bewoning is één van de maatregelen aan de ontvangerzijde. Voornamelijk bossen kunnen hier een rol in spelen.

5.5.2 Kwantificering

Benodigde input:

- frequentie van de geluidsbron (Hz)
- aantal gehinderde woningen en hun type
- geluidsmeting bij de ontvanger in dB(A)
- diepte van het bos

Op basis van verschillende studies trok het Vademecum voor geluidshinder in de stad (BIM) de volgende conclusie: afhankelijk van de frequentie van het geluid (Hz) heeft een dicht bos van 100 m een effect van 3 tot 15 dB(A). Op basis van tabel 21 bedraagt de afname dus 6 tot 10 dB(A) per 100 m dicht bos in het frequentiegebied waar verkeerslawaaï zich situeert (groveweg tussen 500 en 1500 Hz).

tabel 21: absorptie van geluid per 100m dichte vegetatie

Middenfrequentie octaafband (Hz)	125	250	500	1000	2000	4000
Absorptie per 100m dichte vegetatie (dB)	3	5	7	9	12	15

Bron: BIM

5.5.3 Monetarisering

Op basis van een aantal studies gebruiken we het effect op de gemiddelde huizenprijs in functie van het omgevingsgeluid, waarbij het effect toeneemt als de achtergrondwaarde voor geluid stijgt. Deze waarde geeft het eenmalig effect op de verkoopprijs, dus over de totale levensduur van de woning en moet omgerekend worden naar jaarlijkse effecten tijdens de levensduur van het project.

tabel 22: waardevermindering van een woning door geluidstoename in dB(A) (% van totale waarde/dB(A))

Studie	Drempelwaarde	NSDI den Boer et al.	NSDI standaardmethodiek
Theebe (2004)	Vanaf 40 dB(A)	0,4%	-
Udo (2006)	Vanaf 55 dB(A)	1,7%	0.4%
	Vanaf 60 dB(A)	1,9%	0.8%
	Vanaf 65 dB(A)		0.9%
	Vanaf 70 dB(A)		1.0%
	Vanaf 75 dB(A)		1.1%

Bron: den Boer et al., 2008; RA, 2006
NSDI: Noise Sensitivity Depreciation index

5.5.4 Toepassing

Voor de kwantificering van het geluidsbufterend effect moet tabel 21 toegepast worden. Voor de monetarisering moet u tabel 22 toepassen met de percenten per schijf stijging/daling dB(A). We adviseren om de cijfers uit de standaardmethodiek MKBA te gebruiken. De cijfers van den Boer kunnen meegenomen worden als sensitiviteit. Deze percentages moeten toegepast worden op de waarde van de woningen waarop het effect van toepassing is (aantal woningen te tellen in GIS). De gemiddelde woningprijs in 2005 was €162 400 voor alle woningen samen. Als we meer specifiek gaan kijken naar het type woning vinden we de volgende getallen.

tabel 23: gemiddelde woningprijzen (2005)

Type woning	Gemiddelde woningprijs (2005)
Appartementen	€147 500
Kleine en middelgrote woningen	€139 600
Grote woningen	€272 300

Bron: Haffner en Heylen, 2008

Als er ook 's nachts geluidshinder is, dan wordt voor de nacht dezelfde berekening uitgevoerd. Daarbij worden alle intervallen met 5 dB(A) verlaagd. Met geluidshinder tijdens de nacht houden we dus al rekening vanaf een geluidsniveau van 50 dB(A). De totale waardedaling is een gemiddelde van de berekening voor de dag- en de nachtperiode met gelijke gewichten voor dag en nacht (RA, 2006).

Het bekomen bedrag is een eenmalige baat. Om deze om te rekenen naar een jaarlijkse baat gebruiken we de volgende formule:

$$\text{Jaarlijkse baat} = TW[r(1+r)^n / ((1+r)^n - 1)]$$

Met TW= totale waarde

r= discontovoet

n= aantal perioden (tijdshorizon project)

We gaan ervan uit dat het 10 jaar duurt vooraleer er een voldoende dicht bos ontstaat dat deze dienst kan leveren (mondeling overleg met ANB).

Een voorbeeld

Stel dat een woongebied met 100 woningen momenteel een geluidsniveau van 70dB(A) heeft. Tussen de geluidsbron (500Hz) en de bewoning wordt een bos aangelegd van 200m breed. We veronderstellen dat het bos na 10 jaar voldoende dicht begroeid is om een effect te hebben. Met andere woorden na 10 jaar wordt het geluidsniveau van het woongebied 56dB(A) (7dB(A) minder per 100 m). De monetaire waarde hiervan berekenen we als volgt:

dB	NSDI per dB	NSDI tot	Gem. woningprijs	Totaal per woning
70dB-65dB	0.9%	4.5% (5 dB*0.9%)		
65dB-60dB	0.8%	4.0% (5dB *0.8%)		
60dB-56dB	0.4%	1.6% (4dB*0.4%)		
14dB		10.1%	€162 400	€16 402

Voor de totale woonzone heeft de geluidsbufferende functie van het bos een eenmalige waarde van €1 640 200.

Omgerekend naar een jaarlijkse baat met een discontovoet van 4% en een projectduur van 100 jaar betekent dat afgerond €67.000/j vanaf jaar 10.

5.6 Pollinatie

5.6.1 Beschrijving

Drie kwart van de soorten voedingsgewassen (in aantal) en één derde van de totale tonnages aan voedselproductie zijn rechtstreeks afhankelijk van bestuiving of pollinatie door insecten. Bijgevolg is pollinatie een potentieel zeer belangrijke ecosysteemfunctie (Blacquièrè, 2009). Er zijn een reeks aanwijzingen dat de pollinatiefunctie onder druk staat, zowel in de VS als in Europa, en dit zou kunnen leiden tot belangrijke welvaartsverliezen. Daarom heeft de economische betekenis van pollinatie door de honingbij en –in mindere mate- wilde bestuivers recent veel aandacht gekregen. Anderzijds is er zeer weinig informatie over de economische waarde van een ‘marginale’ verandering van landgebruik (meer of minder natuur) en de gevolgen hiervan voor de aanwezigheid van wilde pollinators en de productie van pollinatie-afhankelijke landbouwgewassen.

5.6.2 Kwantificering en monetaarisering

In het kader van een kosten-batenanalyse zijn er gegevens nodig (dosis-effect relaties) over de invloed van de aanwezigheid van natuur op de omliggende gewassen. Dit is dus vooral van belang voor gebieden die gelegen zijn dichtbij land- en tuinbouwareaal met gewassen die gevoelig zijn voor pollinatie door wilde insecten. In welke mate dit ook kan gelden voor andere bestemmingen zoals private tuinen en openbare domeinen kunnen we niet beoordelen. We hebben evenmin informatie om dit te linken aan specifieke natuurtypes.

Op basis van de bestaande informatie kunnen we geen goed onderbouwde kengetallen afleveren voor de beoordeling van specifieke projecten. Analyses tonen wel het potentieel belang aan van de erkenning van de ecosysteemfuncties van wilde insecten

voor de beoordeling van meer algemene natuurdoelstellingen. Voorlopig zal pollinatie enkel als PM-post kunnen meegenomen worden binnen een kostenbatenanalyse en kan eventueel kwalitatief bekeken worden of deze baat belangrijk kan zijn binnen het project.

5.7 Bescherming tegen overstromingen

Een natuurlandschap kan in specifieke gevallen ook dienst doen als waterbergingsgebied.

Zoals aangetoond in de MKBA van het Sigmaplan kunnen de baten potentieel erg groot zijn. Voor deze regulerende dienst worden in deze handleiding geen kengetallen gegeven. De baten voor waterretentie zijn immers zeer gebiedsspecifiek. In Vlaanderen wordt veelal de overstromingsrisicomethodiek van het Waterbouwkundig Laboratorium van het ministerie van Mobiliteit en Openbare werken toegepast. In deze methodiek worden overstromingsscenario's gesimuleerd en wordt op basis van landgebruik geschat wat de verwachte schade is tengevolge van deze overstromingen. De baten van waterretentie hangen dan af van de vermeden schade die te verwachten is door de inrichting van het natuurlandschap in vergelijking met de huidige situatie.

Indien uit een MER of andere documenten blijkt dat de gebieden een belangrijk potentieel hebben om te beschermen tegen overstromingen, is het aangewezen om modelleeroefeningen te doen of kan nagevraagd worden bij het Waterbouwkundig Laboratorium of bij de Afdeling Operationeel Waterbeheer van de VMM of er al dergelijke berekeningen zijn uitgevoerd voor het desbetreffende gebied.



HOOFDSTUK 6 GEBRUIK VAN DEZE WAARDEN

Zowel de regulatiebaten als de belevings- en overdrachtswaarde kunnen zowel voor bestaande natuurlandschappen die bedreigd worden, als voor de aanleg van nieuwe natuurlandschappen gebruikt worden. De formules en kengetallen kunnen zowel binnen een MKBA, maar ook voor meer algemene toepassingen waar men verschillende alternatieve projecten wil vergelijken, gebruikt worden.

De waarderingsfuncties dienen om de effecten op de welvaart van veranderingen in natuurlandschappen te waarderen en niet om de waarde van een natuurlandschap op zich te bepalen. Zij informeren beleidsmakers over het welvaartsverlies bij het verdwijnen of aantasten van ecosysteemdiensten en helpen hen bij hun keuze tussen alternatieve locaties voor de aanleg van nieuwe natuurlandschappen.

Waarderingsfunctie belevings- en overdrachtswaarde

De waarderingsfunctie is afgeleid van een keuze-experiment waarbij mensen specifieke scenario's hebben beoordeeld. De projecten die in een MKBA worden beoordeeld zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur hebben gevolgen voor hoe we de waarderingsfunctie het beste toepassen.

De bandbreedte in de bevraging omvatte gebieden van 10 tot 200 ha. Een pragmatische aanpak is ontwikkeld om de waarderingsfunctie te kunnen toepassen op plannen waarvan de totale oppervlakte van de gebieden groter is dan 200 ha. Ze mag zeker niet gebruikt worden voor gebieden die kleiner zijn dan 10 ha.

Waardering regulerende diensten

De functies voor de waardering van de regulerende diensten zijn wel bruikbaar op kleinere schaal (kleine gebieden; uitvoerende fase) omdat ze vaak lineair zijn met de omvang. Ze zijn zowel voor bestaande als voor nieuwe gebieden op dezelfde wijze bruikbaar.

Bij voorkeur worden voor de monetarisering de waarderingsmethoden in volgende volgorde van voorkeur gebruikt: marktprijzen, gereveleerde waarden, marginale schadekosten en marginale reductiekosten. Waardering op basis van reductiekosten (in dit geval kosten van emissiereducties naar water) is uitsluitend geldig als waarderingsgrondslag indien ze betrekking heeft op veranderingen in emissies waarvoor beleidsdoelen bestaan. Immers, wanneer voor een bepaalde emissie beleidsdoelen bestaan, leiden extra emissies niet tot extra schade, maar tot emissiereducties elders in de maatschappij. In dit geval bepalen de kosten van aanvullende maatregelen de financiële waardering van de emissies (uit Hoevenagel en de Bruyn, 2007). We hebben bij de verschillende ecosysteemdiensten hiermee rekening gehouden en steeds de best beschikbare methode gebruikt.

De cijfers voor monetarisering van de regulatiebaten N en P kunnen niet gebruikt worden voor de vergelijking van verschillende maatregelen voor waterzuivering binnen

de Kaderrichtlijn water. Aan de kosten- en batenzijde zouden dan dezelfde getallen verschijnen wat uiteraard niets bijdraagt aan de analyse.

Bij het optellen van alle batencategorieën moet telkens de vraag worden gesteld of deze baat al niet is opgenomen in een andere baat, wanneer deze baat zich gaat voordoen en over welke tijdshorizon.

Voortschrijdend onderzoek zal er toe leiden dat de kengetallen/waarderingsfuncties in deze handleiding regelmatig moeten herzien worden. VITO plant de ontwikkeling van een webtool die de berekeningen moet vereenvoudigen en toelaat om wijzigingen snel op te nemen. Van zodra deze tool ter beschikking komt, zal de cel milieueconomie hiernaar verwijzen op haar homepage: <http://milieueconomie.lne.be>.



LITERATUURLIJST

Altor, A. E. and W. J. Mitsch, 2008. "Methane and carbon dioxide dynamics in wetland mesocosms: Effects of hydrology and soils." Ecological Applications **18**(5): 1307-1320.

BIM. Vademecum voor wegverkeerslawaaai in de stad vol 1. geluidsschermen en absorberende materialen.

Blacquièrre, T.; Steen, J.J.M. van der; Cornelissen, B., 2009. Visie bijenhouderij en insectenbestuiving : analyse van bedreigingen en knelpunten Wageningen: Plant Research International, (Rapport / Plant Research International 227)

Broekx Steven, Meynaerts Erika, Vercaemst Peter, 2008. Milieukostenmodel Water voor Vlaanderen. Berekningen voor het stroomgebiedbeheerplan 2009. Studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams Gewest 2009/RMA/R/146

Cairns, M. A., S. Brown, et al. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia **111**(1): 1-11.

Cox, T., K. Buis en P. Meire, 2004. Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaphan, Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen

de Groot Rudolf S., Wilson Matthew A., Boumans Roelof M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics **41**(3): 393-408.

De Nocker L., Liekens I., Broekx S., 2004. Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. ProSes research report. (www.proses.nl)

den Boer, L.C. (Eelco), G.J. (Gerdien) van de Vreede, F.L. (Femke) de Jong, S.M. (Sander) de Bruyn. 2008 Beleving en MKBA in het geluidsbeleid. Een verkenning naar beleving en kosten-batenanalyse bij de aanpak van geluidshinder, Delft, CE, 2008

Dehnhardt, A. und J. Meyerhoff, (2002). Nachhaltige entwicklung der stromlandschaft Elbe, Nutzen und kosten der wiedergewinnung und renaturierung von überschwemmungsauslen, Berlin, VAUK-Verlagkiel.Haffner

FOD economie-Algemene Directie Economie: <http://www.statbel.fgov.be>

Haffner M. en Heylen K., 2008. Betaalbaarheid van het wonen. Gebruikskosten in Vlaanderen en Nederland. Oktober 2008. Vlaamse Gemeenschap, Programma Steunpunten voor Beleidsrelevant Onderzoek.

Hoevenagel R. en de Bruyn S. 2007. Nog weinig waardering voor milieuwaardering, in "Aan schaarste geen gebrek - 21 jaar milieueconomie in Nederland", uitgegeven door de Nieuwsbrief Milieu en Economie.

House, W. A. 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers, Applied Geochemistry, Volume 18, Issue 5, May 2003, Pages 739-748

Jacobs, S.; Staes, J.; Demeulenaere, B.; Schneiders, A.; Vrebos, D.; Stragier, F.; Vandevenne, F.; Simoens, I.; Van Der Biest, K.; Lettens, S.; De Vos, B.; Van der Aa, B.; Turkelboom, F.; Van Daele, T.; Batelaan O.; Temmerman, S. & Meire, P. 2010.

Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosysteemwinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. Ontwerprapport mei 2010. Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).

Koerselman, W. and F. M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1441-1450.

Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer Roy, De Nocker L. en Meire P., 2009. Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor gebruik in MKBA van infrastructuurprojecten. Rapport in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. VITO, 2009/RMA/R/

LNE, 2008 Milieubaten of milieuschadetekosten-waarderingsstudies in Vlaanderen, Vlaamse overheid, Departement LNE, 2008 , www.milieueconomie.lne.be

Meersmans, J., F. De Ridder, et al. 2008. "A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium)." *Geoderma* **143**(1-2): 1-13.

MIRA, 2008 Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument Klimaatverandering 2007. Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jaspers K., Klimaatverandering Achtergronddocument 4 april 2008

MIRA, 2007. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van zwevend stof, Torfs R., Deutsch F., Schrooten L., Broekx S., J. Vankerkom, Matheussen C., Roekens E., Fierens F., Dumont G. & Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be

Mitsch, W. J., J. W. Day, et al. 2005. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecological Engineering* **24**(4): 267-278.

Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak (2006) , Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen, 2006

Pinay, G., B. Gumiero, et al. 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshwater Biology* **52**(2): 252-266.

Pribyl, A. L., J. H. McCutchan, et al., 2005. Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. *Biogeochemistry* **73**(3): 439-455.

Reid V.W. et al 2006. Ecosystems and Human Well-being, Synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment, WRC, 2006

Resource Analysis 2006, De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor sociaaleconomische verantwoording van grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens, Definitief eindrapport – Deel A: Standaardmethodiek, Rapport voor Vlaams Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, 4040-046A-50, nov 2006,

RIVM, 2004. Hinder door milieufactoren en de beoordeling van de leefomgeving in Nederland. Inventarisatie Verstoringen 2003 (2004)

Seitzinger, S., J. A. Harrison, et al. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. Ecological Applications **16**(6): 2064-2090.

Stansfeld Stephen A and Mark P Matheson, 2003. Noise pollution: non-auditory effects on health. British Medical Bulletin **68**:243-257 (2003)

Studiedienst van de Vlaamse Gemeenschap, <http://aps.vlaanderen.be>

Torfs R, De Nocker L, Schrooten L, Aernouts K, Liekens I. (2005) Internalisering van de externe kosten voor de productie en distributie van elektriciteit in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/XX,

Van Orshoven J. & Vandenbroucke D. (1993). Handleiding bij Aardewerk Databestand van bodemprofielgegevens. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.

Van Ranst E. and Sys C. (2000). Eenduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1:20 000). Laboratorium voor Bodemkunde, Gent.

Wit, M. de., 1999. Nutriënt fluxes in the Rhine and Elbe basins. PhD-thesis, Utrecht, 1-163 pp

Witteveen en Bos, 2006. Kengetallen Waardering natuur, water, bodem en landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Rapport in opdracht van ministerie van LNV



BIJLAGE A: BWK-CODES VOOR TOEKENNING AAN NATUURTYPE

Sommige habitats zoals moerasbossen vallen voor de berekening van de belevingswaarde onder een ander natuurtype dan voor de waardering van de regulerende diensten. Indien dit het geval is, neemt men bij de belevingswaarde het natuurtype in kolom 3 en voor de regulerende diensten het natuurtype in kolom 4.

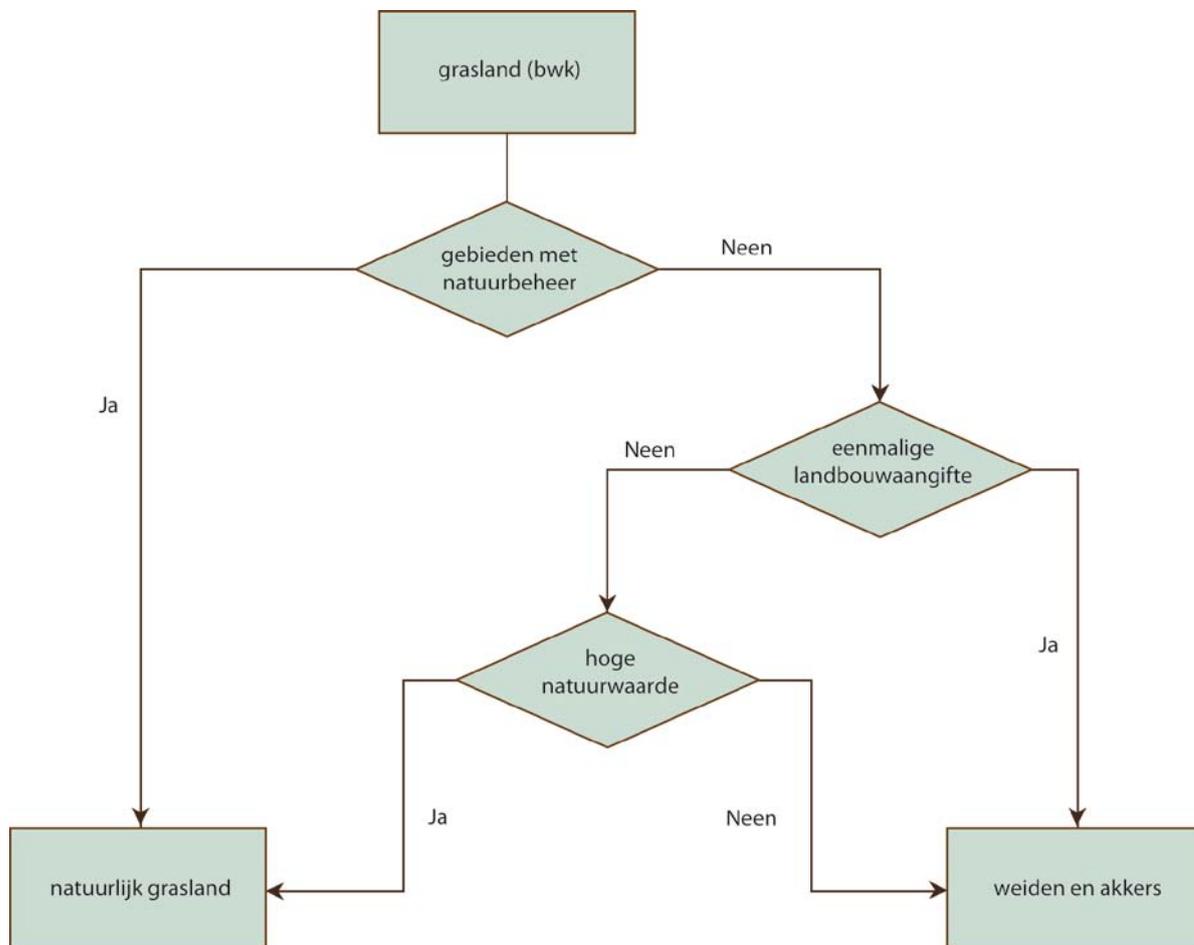
BWK-code	BWK-subcodes	Natuurtype bij belevingswaarde	Natuurtype bij regulerende diensten
a stilstaande wateren	<i>a(y), ad, ad-, ae, ae-, ae(y), ae-(y), ae+, aer, aer-, aer(y), aer-(y), aer+, aev, aev-, aev+, aey, ah, ah-, ah+, ao, ao-, ao+ aom, aom-, aom+, aoo, aoo-, aoo+, ap, ap-, ap+, apo, apo-, apo+, app, app-, app+, ay</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
b akkers	<i>b+, bk, bk+, bl, bl+, bns, bs bs-, bs+, bu, bu+</i>	<i>Weiland en akker</i>	<i>Weiland en akker</i>
c heide	<i>cd, cdb, ce, ce-, ce+, ceb, ceb-, ceb+ ces, ces+, cg, cg-, cg+, cgb, cgb-cgb+ cm, cm-, cmb, cmb+ cp, cp-, cpb, cpu, cv, cvb, cvb-</i>	<i>Heide of landduin</i>	<i>Heide of landduin</i>
d slikken en schorren	<i>da, da-, da+ ds, ds-, dz</i>	<i>Slik en schor</i>	<i>Slik en schor</i>
d, h kustduinen	<i>dd, dd-, dd+, d, dla, dla+ dls, dls+ hd, hd-,hd+, hdb, hdb-</i>	<i>Duinen (dit zit niet vevat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)</i>	<i>Kustduinen</i>
d stuifduin	<i>dm, dm-</i>	<i>Heide en landduin</i>	<i>Heide en landduin</i>
f mesofiele beukenbossen	<i>fa, fa-, fag, fe, fe-, fe+ fl, fl-, fm, fm-, fs, fs-, fs+</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Bos en struweel</i>
h graslanden	<i>h(y), h+, ha, ha-, ha+ hab, hab-, hab+ had, had-, hb, hj, hj-, hj+, hjb, hjb-, hjb+, hk, hk-, hm, hm-, hm+, hmb, hmb-, hme, hmo, hmo-, hmo+, hn, hn-, hn+, ho-, hp, hp-, hp(y), hp^, hp+, hpÁ, hpb, hpr, hpr-, hpr+, hpy, hr, hr-, hr(y), hr+, hrb, hrb-, hrb+, hu, hu-, hu+, hub, hub-, hx, hx(y), hx+, hy, hyyy,hz</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>
h graslanden hc dotterbloem-hooilanden hf Natte ruigte met moerasspirea	<i>hc, hc-, hc+hcb, hcb-, hf, hf-, hf+, hfb, hfb-, hfb?, hfb+, hfc, hfc-, hfc+, hfcb, hfcb-, hft, hft-, hftb,</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>k(qb), k(sg-), k(sz), kub, kub-, kub+</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Bos en struweel</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>k(ae), k(ae-), k(ae+), k(aev), k(ah), k(ao), k(aom), k(aom-), k(mc), k(mc-), k(mr), k(mr-), k(mr+), k(mrb), k(mru), k(mru-), k(ms), k(ms-), k(my-), k(mz), k(mz-), ka, kn, kn-, kn(y), kn+, knyy</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>k(ce), k(cg), k(cg-), k(cgb), k(cm), k(cmb), k(cp), k(cp-), k(cpb), k(hm), k(hmo-)</i>	<i>Heide of landduin</i>	<i>Heide of landduin</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>k(da)</i>	<i>Slik en schor</i>	<i>Slik en schor</i>

Bijlage A: bwk-codes voor toekenning aan natuurtype

k andere gekarteerde elementen	<i>k(ha), k(ha-), k(ha+), k(hd), k(hj), k(hj-), k(hn), k(hp), k(hp+), k(hp+), k(hr), k(hr-), k(hr+), k(hrb), k(hu), k(hu-), k(hu+), k(ku), k(ku-), k(ku+), ku, ku-, ku(y), ku-(y), ku+</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>k(hc), k(hc-), k(hf), k(hf-), k(hf+), k(hfc), k(hfc-), k(hft), k(hft-),</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie schema voor pathway)</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
k andere gekarteerde elementen	<i>kl, kl-, kq, kq(y).</i>	<i>Weiland en akker</i>	<i>Weiland en akker</i>
l populierenaanplanten	<i>lh, lh+, lhb, lhb-, lhb?, lhb+, lhi, lhi-, lhi+, lhs, lhs+, llhi, ls, ls+, lsb, lsb+, lsh, lsi, lsi+, lu, ly.</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Bos en struweel</i>
m moeras	<i>mc, mc-, mc?, mc+, mcb, mcb-, md, md+, mdb, mk, mm, mr, mr-, mr+, mrb, mrb-, mrt, mru, mru-, mrub, ms, ms-, ms+, msb, msb-, msb+, mz, mz-,</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
m moeras	<i>mm, mp</i>	<i>Duinen (dit zit niet vervat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)</i>	<i>Duinen</i>
n andere loofhoutaanplanten p naaldhoutaanplanten q eikenbossen r ruderaal bossen	<i>n-, n(y), n+, p, pa, pa-, pi, pi-, pi-(y), pica, pinn, pins, pm, pmb, pmb-, pmb+, pmbn, pmh, pmh+, pmmb, pmms, pms, pms-, pmy, pop, pp, pp(y), ppa, ppa-, ppi, ppm, ppmb, ppmb-, ppmh, ppms, ppms-, prus, py, q, qa, qa-, qa+, qb, qb-, qb+, qbyyy, qd, qd-, qe, qe-, qe+, qk, qk-, ql, ql-, qs, qs-, qs+, r, ru, ru-, rud, rud-, rud+</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Bos en struweel</i>
s struwelen en struikgewas	<i>s(y), sk, sk-, sp, sp-, sp+, sz, sz-, sz(y), sz+</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Bos en struweel</i>
s struwelen en struikgewas	<i>sd, sd-, sdb, sdb-, sdb+, sdz</i>	<i>Duinen (dit zit niet vervat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)</i>	<i>Duinen</i>
s (vochtig wilgenstruweel)	<i>sf, sf-, sf+, sfofqb, so, so-</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
s struwelen en struikgewas	<i>sg, sg-, sg+, sgb, sgu, sgu-, sgu+, sgub, sm, sm-, smb</i>	<i>Heide of landduin</i>	<i>Heide of landduin</i>
t hoogvenen		<i>Open water, riet en moeras</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
v vallei-, moeras- en veenbossen	<i>va, va-, va+, vc, vc-, vc+, vf, vf-, vf+, vm, vm-, vm?, vm+, vn, vn-, vn+, vo, vo-, vo+, vt, vt-</i>	<i>Bos en struweel</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
wat water		<i>Open water, riet en moeras</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>

De afkortingen kan u terugvinden via <http://www.inbo.be/docupload/1080.pdf>

Schema: toewijzing natuurtype 'natuurlijk grasland' of 'weiden en akkers' aan percelen die volgens de biologische waarderingskaart 'grasland' zijn (vooral bwk-codes 'h' en enkele codes 'k')



Bron: INBO



BIJLAGE B: EEN AFGELEIDE FUNCTIE

1. Probleemstelling

Uit het keuze-experiment (in 2009) leiden we af dat mensen een positieve waardering en betalingsbereidheid (BTB) hebben voor bijkomende natuurgebieden (bijkomend in verhouding tot 2009), en dat ze die gebieden iets meer waarderen als deze groter zijn (+ €0,05/hh/jaar per bijkomende ha). Om de informatie en waarderingsfunctie die uit dit keuze-experiment werden afgeleid te kunnen gebruiken vanaf 2010 moeten we onderscheid maken tussen 4 mogelijke situaties.

Situatie 1:

In verhouding tot de situatie in 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen gelijk gebleven. In deze situatie mogen we aannemen dat mensen eenzelfde BTB hebben voor extra natuur en kunnen we de waarderingsfunctie toepassen zoals rechtstreeks afgeleid uit het keuze-experiment.

Situatie 2:

In verhouding tot de situatie 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen gedaald. In deze situatie mogen we aannemen dat mensen (minstens) eenzelfde BTB hebben voor extra natuur en kunnen we de waarderingsfunctie toepassen zoals rechtstreeks afgeleid uit het keuze-experiment.

Situatie 3:

In verhouding tot de situatie 2009 is de hoeveelheid natuurgebieden/natuurlandschappen toegenomen (met minstens 200 ha). In dat geval kunnen we de functie niet zonder meer toepassen, omdat dit tot een overschatting van de baten zou leiden. We weten immers dat mensen de eerste tientallen bijkomende hectares heel hoog waarderen, maar dat zij voor grotere gebieden per hectare een extra waardering hebben van €0,05/hh/jaar. Als we aannemen dat deze extra waardering een goede proxy is voor de waarde van een extra natuurgebied na 2010 - dus bijkomend aan de reeds gerealiseerde extra natuur - dan kunnen we dit extra gebied eveneens waarderen aan gemiddeld genomen €0,05/hh/jaar per ha.

Situatie 4:

Het gaat om een natuurcompensatie met andere woorden er verdwijnt natuur door het plan en dit wordt elders aangelegd. U gebruikt steeds coëfficiëntenreeks 1 (voor zowel het gebied dat verdwijnt als het gebied dat bijkomt)

Als we situatie 3 op de beschreven wijze toepassen, maken we echter helemaal geen gebruik van de informatie die mensen ons gegeven hebben met betrekking tot hun bereidheid om meer te betalen voor natuur met bepaalde kenmerken (afhankelijk van type natuur, mate van toegankelijkheid, omgeving, soortenrijkdom). Als we aannemen dat deze voorkeuren voor de eerste 200 ha ook gelden voor die bijkomende natuur, kunnen we een aangepaste waarderingsfunctie schrijven, die dezelfde factoren omvat als deze afgeleid uit het keuze-experiment maar waarbij de coëfficiënten allemaal op dezelfde manier geschaald zijn, zodat een gemiddeld gebied gewaardeerd wordt aan €0,05/ha.

2. Oplossing: aangepaste waarderingsfunctie

De formule is gelijkaardig aan deze rechtstreeks afgeleid uit het keuze-experiment, en is hieronder in algemene vorm weergegeven. De coëfficiënten voor deze aangepaste functie zijn weergegeven in de kolom 'reeks 2' in onderstaande tabel. Ter vergelijking

zijn in kolom 'reeks 1' de coëfficiënten weergegeven voor de formule afgeleid uit het keuze-experiment.

Merk op dat in de formule met reeks 2 eerst een waarde per ha wordt berekend (gemiddeld €0,05/ha) die daarna met het aantal ha uit het gebied wordt vermenigvuldigd. In de oorspronkelijke formule is het aantal ha één van de factoren die de totale waarde van het gebied bepaalt. Vandaar dat de parameter omvang 2 keer voor komt in deze veralgemeende formule.

BTB= (a * pioniervegetatie + b * slikken en schorren + c * graslanden + d * bossen + e * open water, riet en moeras + f * heide en landduinen + g * omvang 1 in hectare + h * soortenrijkdom - i * hoge soortenrijkdom * leeftijd + j * aanwezigheid wandel- en fietspaden - k * afstand in kilometer + l * natuurlijke omgeving + m * bebouwde omgeving - n * industriële omgeving + o * inkomen - p * % vrouwen + q * % lidmaatschap) * (r * omvang 2 in hectare)

En BTB is groter of gelijk aan nul.

Met coëfficiënten:

var.	bepalende factor	Reeks 1	Reeks2
		Rechtstreeks afgeleid uit keuze-experiment	Met geschaalde coëfficiënten
	toepassingsgebied: afhankelijk van beschikbaarheid natuur	B < (A+ 200 ha)	B > A+ 200 ha
a	pioniersvegetatie	122	3,97E-02
b	slikken en schorren	93	3,03E-02
c	graslanden	92	2,99E-02
d	bossen	157	5,11E-02
e	open water, riet en moeras	133	4,33E-02
f	heide en landduinen	133	4,33E-02
g	omvang 1	0,05	0
h	soortenrijkdom	28	9,11E-03
i	hoge soortenrijkdom * leeftijd	-0,36	-1,17E-04
j	aanwezigheid van wandel- en fietspaden	34	1,11E-02
k	afstand	-0,63	-2,05E-04
l	natuurlijke omgeving	8	2,60E-03
m	bebouwde omgeving	8	2,60E-03
n	Industriële omgeving	-15	-4,88E-03
o	inkomen	0,01	3,25E-06
p	% vrouwen	-37	-1,20E-02
q	lidmaatschap	108	3,51E-02
r	omvang 2	1	1

Legende:

A = beschikbaarheid van natuurgebieden en natuurlandschappen in 2009, binnen 50 km van de gemeente
 B = beschikbaarheid van natuurgebieden, natuurlandschappen in het jaar van de studie, binnen 50 km van de gemeente

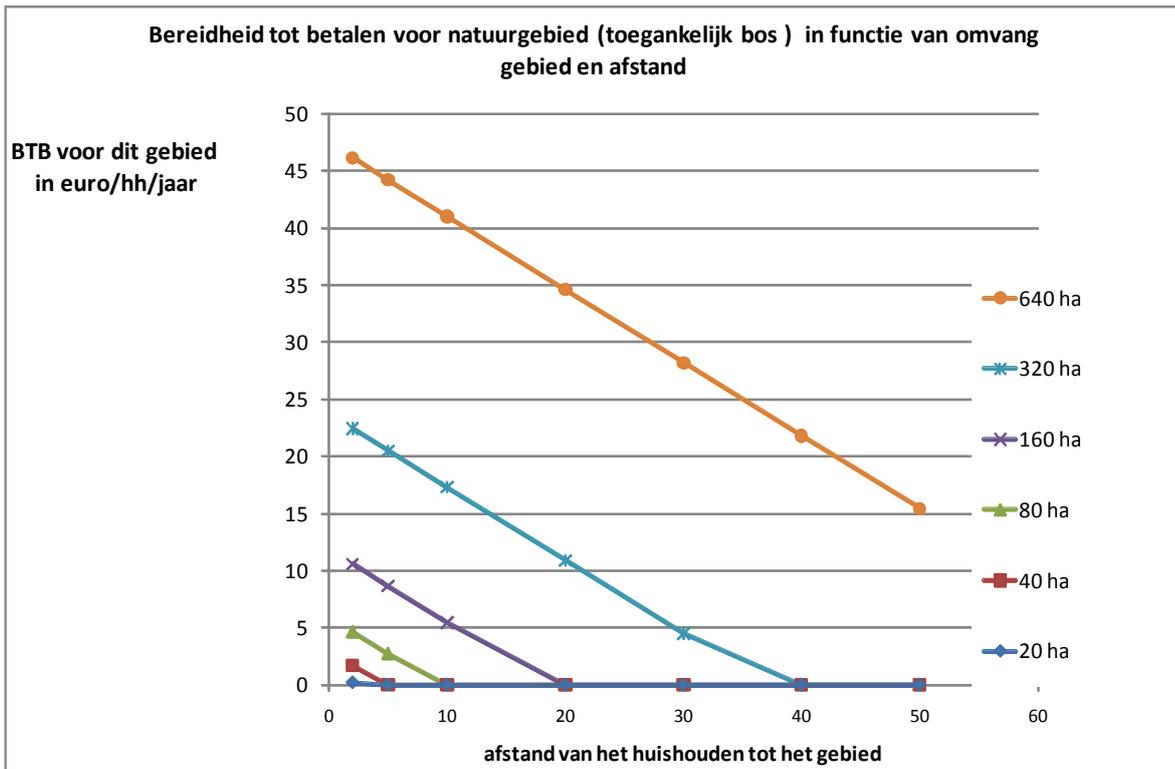
Omdat de BTB van een huishouden daalt in functie van de afstand van hun woonplaats tot dat gebied (zie punt 3), kan de BTB volgens de afgeleide formule negatief worden. Wanneer de toepassing van de afgeleide formule leidt tot een negatief getal, stellen we de BTB gelijk aan 0.

Als men de waarden uit de kolom voor functie 2 invult voor een theoretisch gebied van 1 ha, met gemiddelde waarden voor de bepalende parameters (bijv. voor één zesde bos, voor één zesde grasland etc.) dan wordt dat gebied gewaardeerd aan €0,05/hh.j (voor een gemiddeld huishouden op 0 km). De waarde voor een meer aantrekkelijk gebied (een bos, met hoge soortenrijkdom, met wandel- en fietspaden en naast een natuurgebied) wordt dan ingeschat op €0,0708/hh.j ($5,11E-02*1 + 9,11E-03*1 - 1,17E-04*48 + 1,11E-02*1 + 2,60E-03*1 + 3,25E-06*2000 - 1,20E-02*0.5 + 3,51E-02*0.06$). De waarde voor een gemiddeld huishouden voor een hectare minder aantrekkelijk gebied (grasland met lage biodiversiteit, niet toegankelijk en naast een industriegebied) wordt dan ingeschat op €0,0276/hh.j ($2,99E-02*1 - 4,88E-03*1 + 3,25E-06*2000 - 1,20E-02*0.5 + 3,51E-02*0.06$). Op deze wijze wordt de belevings- en overdrachtswaarde van het meest waardevolle natuurgebied (vanuit deze groep van waarden) dus zo'n 2,7 keer hoger ingeschat dan het minst waardevolle.

3. Afstandsverval voor BTB voor extra natuur

De enquêteresultaten geven aan dat de BTB voor extra natuur daalt in functie van de afstand. De beste schatting gaf een lineair verband, waarbij de BTB daalt met €0,63/km afstand tussen woonplaats en gebied. Als we aannemen dat dit afstandsverval ook geldt voor de extra gebieden in situatie 3, dan is dit afstandsverval een belangrijke parameter voor de bepaling van de waarde van een gebied.

Onderstaande figuur illustreert hoe het afstandsverval voor één gebied (een toegankelijk bos met hoge soortenrijkdom) varieert in functie van de omvang van het gebied. De rode lijn illustreert dat voor dergelijk gebied met een omvang van 40 ha de BTB vervalt vanaf een afstand van ongeveer 5 km. Voor een gebied met dezelfde kenmerken maar dat 320 ha groot is, vervalt de BTB op een afstand van 38 km (blauwe lijn in figuur). Enkel voor gebieden van meer dan 500 ha schatten we in dat er op 50 km afstand nog een positieve BTB is.



4. Beperking van deze aangepaste functie

We moeten opmerken dat deze functie mogelijk de lokale recreatieve waarde onderschat van toegankelijke gebieden. De functie is afgeleid uit een keuze-experiment voor 'abstracte gebieden' op minstens 2 km afstand, zonder dat de locatie werd aangegeven. Ook de mate van toegankelijkheid werd enkel ruwweg omschreven. In de analyse kon verder geen rekening worden gehouden met de beschikbaarheid van nabijgelegen toegankelijke natuurgebieden. Een analyse van de lokale recreatieve waarde vereist ook dat deze informatie wordt vergaard, wat buiten het bereik valt van deze meer veralgemeende benadering.

LIJST MET AFKORTINGEN

ANB	Agentschap voor natuur en bos
BBI	Belgische Biotische Index
BIM	Brussels instituut voor milieubeheer
BTB	Betalingsbereidheid
BWK	Biologische Waarderingskaart
ESD	Ecosysteemdiensten
EUROSEM	European Soil Erosion Model
GHGW	Gemiddeld hoogste grondwaterpeil
GHOW	Gemiddeld hoogste oppervlaktewaterpeil
GIS	Geografische Informatie Systemen
GLGW	Gemiddeld laagste grondwaterpeil
GLOW	Gemiddeld laagste oppervlaktewaterpeil
MER	Milieu-effectrapport
MIRA	Milieuraapport Vlaanderen
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MKM	Milieukostenmodel
NSDI	Noise Sensitivity Depreciation index
LNE	Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid
OMES	Onderzoek naar de milieueffecten van het Sigmaplan
PIO	Prati-index voor zuurstofverzadiging
TW	Totale waarde
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VOS	Vluchtige organische stoffen

LIJST VAN SYMBOLEN

/ha.j	per hectare per jaar
/m ² .d	per vierkante meter per dag
€/kg	Euro per kilogram
C	koolstof
CH ₄	methaan
CO ₂	koolstofdioxide
dB(A)	decibel (A) waarneembaar door de mens
Hz	hertz
j	jaar
mond	maand
N	stikstof
N ₂	stikstofgas
NH ₃	ammoniak
NO ₂ ⁻	nitriet
NO ₃ ⁻	nitraat
NO _x	stikstofoxiden
P	fosfor
PM	particular matter (fijn stof)
PO ₄ ³⁻	fosfaat
R ²	determinatiecoëfficiënt
SO ₂	zwaveldioxide
s	seconde

Colofon

Vlaamse Overheid

Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid
Dienst Beleidsvoorbereiding en –evaluatie
Cel Milieueconomie

Onderzoeksteam

Inge Liekens, VITO
Marije Schaafsma, IVM, VUAmsterdam
Jan Staes, ECOBE, UAntwerpen
Roy Brouwer, IVM, VUAmsterdam
Leo De Nocker, VITO
Patrick Meire, ECOBE, UAntwerpen

Stuurgroep

Tanya Cerulus, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Ina Comhaire, Departement Mobiliteit en Openbare Werken
Koen De Smet, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Ludo Holsbeek, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Hilde Naesens, Agentschap voor Natuur en Bos
Sara Ochelen, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Brecht Van De Voorde, Departement Mobiliteit en Openbare Werken
Dries Wouters, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Redactie

Tanya Cerulus, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Ina Comhaire, Departement Mobiliteit en Openbare Werken
Marc De Decker, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Lay-out

Vlaamse overheid

Beeldmateriaal

Departement Leefmilieu, Natuur en Energie en Stock.XCHNG (cover: Vera Koch)

Verantwoordelijke uitgever

Jean-Pierre Heirman, Secretaris-generaal
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Koning-Albert II-Laan 20, bus 8
1000 Brussel

Depotnummer

D/2010/3241/065



ECOSYSTEM MANAGEMENT
RESEARCH GROUP



Vrije **5555** Universiteit *amsterdam*
Institute for Environmental Studies



vito

vision on technology



Universiteit
Antwerpen



IVM Instituut voor
Milieuvraagstukken



Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
Koning Albert II - laan 20 bus 8 - 1000 Brussel
Telefoon: 02 553 80 11 - Fax: 02 553 80 05 - info@lne.be - www.lne.be