

Ecosysteemdiensten in Vlaanderen

Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten

(vastleggingsnr. 800.10.346)

Jacobs, S.[°]; Staes, J.[°]; De Meulenaer, 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*.; Genar, O.; Van Ballaer B.[°]; Temmerman, S.² & Meire, P.[°] (°UA- ECOBE; ²: UA-PLG; *: INBO)

Rapportnummer: ECOBE 010-R127

31 Mei 2010



In samenwerking met:



Opdrachtgever:



Agentschap voor
Natuur en Bos

Lectoren:

Ann Van Herzele, Annie Demeyere, Dick Botteldooren, Dries Laget, Els Martens, Eric Struyf, Hilde Wustenberghs, Huig Deneef, Inge Liekens, Jo Lammens, Joost Salomez, Karel Stevens, Karel Vandaele, Lily Gora, Marijke Thoonen, Martine Waterinckx, Okke Batelaan, Paula Ulenaers, Peter Priemen, Petra Deproost, Sara Ochelen, Sylvie Danckaert, Tanya Cerulus, Veerle Mees & Wouter Van Reeth.

Stuurgroep:

ANB, INBO, Dept. EWI, Dept. LNE (cel Milieu-economie, AMMC, ALBON), Dept. LV, KBIN, VLM, VMM.

This publication should be cited as follows: Jacobs, S.; Staes, J.; De Meulenaer, 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.; Genar O.; Van Ballaer, B.; Temmerman, S. & Meire, P. 2010. Ecosysteemdiensten in Vlaanderen: een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten. University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group, ECOBE 010-R127

Corresponding author: Sander Jacobs, sander.jacobs@ua.ac.be

University of Antwerp 'Campus Drie Eiken'
Prof. Dr. P. Meire
Department of Biology
Ecosystem Management Research Group
Universiteitsplein 1
BE-2610 Antwerpen (Wilrijk)
Tel.+32 3 265 22 64
Fax+32 3 265 22 71
e-mail: Patrick.Meire@ua.ac.be
<http://www.ua.ac.be/ecobe>

Inhoudstafel

Inhoudstafel	I
Voorwoord	XVI
Samenvatting	XVIII
Inleiding	1
1. Korte historiek	1
2. Indeling van ecosysteemdiensten	3
3. Ecosystemen, biodiversiteit en ecosysteemdiensten	6
4. Economie, politiek en de bedrijvenwereld	8
5. Vlaanderen	11
6. Dit Project	12
7. Literatuur	16
Deel I : Beschrijving Ecosysteemdiensten Vlaanderen	17
Hoofdstuk I. Ecosysteemdiensten uit hydrologische processen	18
1. Ecosysteemdiensten vanuit Bekkenperspectief: 'Een rivierbekken is een ecosysteem'	18
2. Ecosystemen als spiegel van Ecosysteemdiensten	21
3. Het credo 'vasthouden, bergen en afvoeren' in de context van ecosysteemdiensten	25
3.1. Infiltratie – verdamping en afstroming van neerslag	25
3.2. Vasthouden van grondwater en oppervlaktewater	28
3.3. 'Bergen' van water en natuurlijke overstromingsgebieden	30
3.4. 'Afvoeren' van water en rivierherstel	32
4. Rivierherstel en maximaliseren van Ecosysteemdiensten	33
4.1. Oeverzones	34
4.2. Hermeandering	34
4.3. Zomer – winterbedding	35
4.4. Vrije ontwikkeling van waterplanten als zelfregulerend proces	35
4.5. Bevordering van ecosysteemdiensten door een verbeterde ecologische kwaliteit	38
5. Conclusies	39
6. Literatuur	41
Hoofdstuk II. Cyclering van nutriënten in het Schelde-estuarium	42
1. Abstract	42
2. Het belang van N:Si:P cyclering in estuaria in de Vlaamse context	43
3. Processen en structuren	46
3.1. Instroom van stikstof en fosfor	46
3.2. Instroom van silicium	46
3.3. Transformatieprocessen: nitrificatie en denitrificatie	47
3.4. Nutriëntenopslag van organisch N en P via sedimentatie (begroting)	48
3.5. Nutriëntenopslag via accumulatie in biomassa	48
3.6. Recyclering van silicium	49
4. Winsten en benodigde maatregelen	50
4.1. Winsten	50
4.2. Benodigde maatregelen	55
5. Onzekerheden, kennishiaten en kenniscentra	57
6. Literatuur	60

Hoofdstuk III.	Opslag van koolstof in ecosystemen.....	61
1.	Abstract.....	61
2.	Het belang van Koolstofopslag in de Vlaamse context.....	62
3.	Koolstof-fluxen en -voorraden.....	62
3.1.	Globale C-fluxen en -voorraden.....	62
3.2.	C- opslag in terrestrische ecosystemen.....	64
3.3.	Abiotische randvoorwaarden voor koolstofopslag.....	67
3.4.	Biotische randvoorwaarden voor koolstofopslag.....	68
4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	68
4.1.	Winsten uit koolstofopslag.....	68
4.2.	Maatregelen om natuurlijke koolstofopslag te maximaliseren.....	69
5.	Onzekerheden, Kennishiaten en kenniscentra.....	71
5.1.	Onrechtstreekse effecten.....	71
5.2.	Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden.....	72
5.3.	Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen.....	73
6.	Voorbeelden van natuurlijke koolstofopslag in Vlaanderen.....	73
7.	Literatuur.....	76
Hoofdstuk IV.	Cyclering van stikstof en fosfor in ecosystemen.....	77
1.	Abstract.....	77
2.	Belang van cyclering N en P in de Vlaamse context.....	77
3.	Processen en Structuren.....	81
3.1.	Algemene principes van biochemische processen in bodems.....	81
3.2.	Opslag van N en P in bovengrondse biomassa.....	84
3.3.	De strooisellaag als indicator van nutriëntencyclering.....	86
3.4.	Opslag van N en P in organisch materiaal van bodems.....	87
3.5.	Denitrificatie.....	89
3.6.	Cyclering van fosfor.....	99
4.	Winsten uit N- en P-verwijdering en maatregelen ter maximalisatie.....	103
4.1.	N-Verwijdering.....	103
4.2.	P-verwijdering.....	104
5.	Literatuur.....	106
Hoofdstuk V.	Primaire Productie - Landbouw.....	107
1.	Abstract.....	107
2.	Het belang van landbouw in Vlaanderen.....	107
3.	Processen en Structuren.....	109
3.1.	Landbouwstructuur in Vlaanderen.....	109
3.2.	Ondersteunende ecosystemediensten.....	110
3.3.	Mogelijke klimaatsinvloeden op landbouwproductie.....	111
4.	Winsten en neveneffecten van landbouw.....	111
4.1.	Winsten van landbouw.....	112
4.2.	Neveneffecten van primaire productie - landbouw.....	113
5.	Onzekerheden, kennishiaten en kenniscentra.....	116
5.1.	Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden.....	116
5.2.	Kennishiaten voor Vlaanderen.....	117
6.	Voorbeelden van landbouw-natuur interacties in Vlaanderen.....	118
6.1.	Landbouw met hoge natuurwaarden (Hens, 2007).....	118
6.2.	Graslanden.....	118
6.3.	Levering van blauwe diensten door de land- en tuinbouw (Danckaert & Carels, 2009).....	119
7.	Literatuur.....	121
Hoofdstuk VI.	Primaire productie – Bosbouw.....	122
1.	Algemene beschrijving van houtproductie en verwante ESD in Vlaanderen.....	122

1.1.	Korte duiding en omschrijving.....	122
1.2.	Maatschappelijk en/of socio-economisch belang.....	122
2.	Aanbodzijde voor houtproductie en onderliggende processen.....	123
2.1.	Huidige houtproductie.....	123
2.2.	Discussie over geschikte indicatoren voor de ESD.....	123
2.3.	Kwantificatie.....	124
2.4.	Oogstbaar houtvolume	124
2.5.	Bos waar hout wordt geoogst	125
2.6.	Oogst.....	126
2.7.	Duurzame oogst	126
2.8.	Totale waarde voor Vlaanderen.....	127
3.	Voorkomen van het actueel aanbod van de ESD (spatiale kenmerken of kaart)	128
3.1.	Welke processen liggen ten grondslag aan houtproductie	129
3.2.	Abiotische randvoorwaarden voor ESD levering.....	129
3.3.	Biotische randvoorwaarde voor houtproductie.....	131
3.4.	Socio-economische en institutionele randvoorwaarden.....	132
4.	Flowchart houtproductie van levering tot verbruik.....	133
5.	Vraag-analyse van de houtproductie.....	134
5.1.	Stakeholder analyse (vragende partijen en belanghebbenden).....	134
5.2.	Discussie over geschikte indicatoren voor de houtvraag	134
5.3.	Kwantificatie.....	135
5.4.	Totale waarde voor Vlaanderen.....	136
5.5.	Voorkomen van de actuele vraag voor de ESD.....	136
5.6.	Socio-economische, culturele en institutionele invloeden.....	137
6.	Verwachte toekomstige ontwikkelingen/trends.....	137
6.1.	Aanbodzijde.....	138
6.2.	Vraagzijde.....	138
6.3.	Duiding van de mogelijkheden/potenties voor Vlaamse context.....	139
7.	Belangrijke kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen.....	139
7.1.	Kenniscentra.....	139
7.2.	Kennishiaten.....	139
8.	Illustratieve voorbeelden van houtproductie in Vlaanderen.....	139
8.1.	Houtverkoop in Meerdaalwoud-Heverleebos	139
8.2.	Norbord – Genk: OSB-platen.....	140
9.	Literatuur	141
Hoofdstuk VII. Groene ruimte voor recreatie.....		142
1.	Inleiding.....	142
2.	Stroomdiagram 'Recreatievriendelijke groene ruimte'.....	143
3.	Aanbod van groene ruimte voor recreatie.	144
3.1.	Algemeen aanbod van de groene ruimte.....	144
3.2.	Nabijheid van de aangeboden groene ruimte	145
3.3.	Beschikbare oppervlakte groene ruimte voor recreatie per persoon.....	146
4.	Vraag naar groene ruimte voor recreatie.....	147
5.	Belanghebbenden van natuurgebonden recreatie	150
5.1.	Gebruikers	150
5.2.	Instanties die instaan voor het voorzien van deze diensten.....	150
6.	Interactie tussen groene ruimte en natuurgebonden recreatie.	151
6.1.	De positieve gevolgen van natuurgebonden recreatie voor de mens.	151
6.2.	De positieve gevolgen van natuurgebonden recreatie op de natuur.....	153
6.3.	De negatieve gevolgen van natuurgebonden recreatie op de natuur	154
7.	Voorbeelden van het gebruik van groene ruimte voor recreatie in Vlaanderen.....	156
7.1.	Groene ruimte voor plattelandstoerisme.....	156
7.2.	Groene ruimte voor wandelen.....	157
8.	Trends	160
9.	Verder onderzoek.....	163
10.	Literatuur	165

Hoofdstuk VIII.	Natuurlijke pestcontrole	166
1.	Abstract	166
2.	Het belang van natuurlijke pestcontrole in de Vlaamse context	166
3.	Processen en Structuren.....	167
4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	169
4.1.	Winsten uit natuurlijke pestcontrole	169
4.2.	Maatregelen om natuurlijke pestcontrole te maximaliseren	170
5.	Onzekerheden, Kennishiaten en kenniscentra	171
5.1.	Onrechtstreekse effecten.....	171
5.2.	Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden	172
5.3.	kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen	172
6.	Literatuur	173
Hoofdstuk IX.	Natuurlijke pollinatie	174
1.	Abstract	174
2.	Het belang van pollinatie in de Vlaamse context	174
3.	Processen en Structuren.....	175
4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	176
4.1.	Winsten uit pollinatie (Liekens et al. 2009)	176
4.2.	Maatregelen om natuurlijke pollinatie te maximaliseren	179
5.	Onzekerheden, Kennishiaten en kenniscentra	180
5.1.	Kenniscentra.....	180
5.2.	Kennishiaten	180
5.3.	Onzekerheden	180
5.4.	Onrechtstreekse effecten.....	180
6.	Literatuur	181
Hoofdstuk X.	Kraamkamerfunctie.....	182
1.	Abstract	182
2.	Belang van ESD kraamkamerfunctie in Vlaanderen	183
3.	Processen en structuren	186
3.1.	Kraamkamers	186
3.2.	Verhoging biodiversiteit	187
3.3.	Heropbouw vispopulatie	187
4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	187
4.1.	Winsten uit kraamkamerfunctie.....	187
4.2.	Maatregelen om kraamkamerfunctie te optimaliseren	188
5.	Onzekerheden, kennishiaten en kenniscentra	190
5.1.	Onrechtstreekse effecten.....	190
5.2.	Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen.....	190
6.	Voorbeelden van ESD kraamkamerfunctie in Vlaanderen	190
7.	Literatuur	192
Hoofdstuk XI.	Vermijden van overstromingen.....	193
1.	Abstract	193
2.	Het belang van energiedissipatie en kustverdediging in de Vlaamse context	194
3.	Processen en Structuren.....	195
3.1.	Golfdemping	195
3.2.	Directe stockage van watervolumes	195
3.3.	Stranden en duingordels.....	195
3.4.	Slikken en schorren	196

4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	196
4.1.	Winsten uit energiedissipatie en kustverdediging	196
4.2.	Maatregelen om energiedissipatie en kustverdediging te maximaliseren	199
5.	Onzekerheden, kennishiaten en kenniscentra	201
5.1.	Onrechtstreekse effecten.....	201
5.2.	Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden	202
5.3.	Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen.....	202
6.	Voorbeelden van ESD energiedissipatie en kustverdediging in Vlaanderen.....	202
6.1.	Duinen	202
6.2.	Intergetijdengebieden	203
7.	Literatuur	204
Hoofdstuk XII. Natuurlijke structuren als fysieke en psychologische geluidsbuffer		205
1.	Abstract	205
2.	Het belang van natuurlijke structuren als geluidsbuffer in de Vlaamse context.....	206
2.1.	Effecten	207
3.	Processen en structuren van natuurlijke structuren als fysieke en psychologische geluidsbuffer	209
3.1.	Fysische geluidsbuffer	209
3.2.	Psychologische geluidsbuffer	213
4.	Maatregelen voor geluidsbuffering	214
4.1.	Huidig beleid	214
4.2.	Toekomstige maatregelen	215
4.3.	Een nieuwe benadering: 'soundscapes'	216
5.	Winsten uit buffering van geluid	218
5.1.	Geluidswinst	218
5.2.	Gezondheidswinst	218
5.3.	Economische winst	218
6.	Kennishiaten en kenniscentra in Vlaanderen	219
7.	Literatuur	220
Hoofdstuk XIII. Opname van fijn stof en pollutanten door groenelementen in Vlaanderen.....		221
1.	Abstract	221
2.	Het belang van natuurlijke opname in de Vlaamse context.....	221
3.	Processen en Structuren.....	222
3.1.	Processen.....	222
3.2.	Structuren	224
4.	Winsten en benodigde maatregelen.....	228
4.1.	Winsten uit natuurlijke opname (Liekens et al 2009)	228
4.2.	Maatregelen om natuurlijke opname te maximaliseren.....	233
5.	Onzekerheden, Kennishiaten en kenniscentra.....	234
5.1.	Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen.....	234
6.	Literatuur	233

Deel II Voorbeeldprojecten	237
Hoofdstuk I. Heideherstel op landduinen in Kalmthout	238
1. Projectbeschrijving	238
2. Analyses ESD	242
2.1. Bedreigingen.....	242
2.2. Inventarisatie ESD.....	243
2.3. Inventarisatie ESD-impact van maatregelen die worden genomen in projectgebied	245
3. Conclusies.....	248
Hoofdstuk II. Erosiebestrijding in het bekken van de Melsterbeek	250
1. Projectbeschrijving	250
2. Inventarisatie van maatregelen	251
2.1. Erosiepreventieve maatregelen	251
2.2. Maatregelen om sediment op te vangen dichtbij de akkers	252
2.3. Maatregelen om bebouwde zones extra te beschermen tegen overstromingen.....	254
3. Huidige en potentiële effecten van de maatregelen op de ecosysteemdiensten in het studiegebied	256
3.1. Waterretentie, berging en vermeden erosie.....	256
3.2. Cyclering nutriënten in het estuarium	261
3.3. Opslag van koolstof in ecosystemen	262
3.4. Cyclering van N en P in ecosystemen.	262
3.5. Primaire productie – Landbouw	262
3.6. Ecosysteemdiensten gelinkt met biodiversiteit en natuurlijke structuren	263
4. Conclusies.....	264
5. Literatuur	265
Hoofdstuk III. Groen in de Stad	267
1. Inleiding.....	267
2. Groen stadsbeleid in Vlaanderen	267
3. ESD benadering voor natuur in de stad	268
3.1. Classificeren van natuur in de stad.....	268
3.2. Relaties tussen de natuur in de stad en de diensten en baten van deze natuur.....	268
3.3. Relatie: Natuur in de stad en ESD	269
3.4. Relatie : ESD van de stedelijke natuur en baten.....	270
3.5. Positieve impact van stedelijke natuur op de gezondheid	271
4. Conclusie	277
5. Literatuur	277
Hoofdstuk IV. SIGMA Grote Nete	279
1. Projectbeschrijving	279
2. Inventarisatie ecosysteemdiensten en impact van geplande maatregelen in het projectgebied	280
2.1. Functioneren hydrologische systemen	280
2.2. Primaire productie – landbouw	281
2.3. Primaire productie – bosbouw	281
2.4. Opslag van koolstof	282
2.5. Cyclering van N en P	282
2.6. Biodiversiteit	282
3. Conclusies.....	285
4. Literatuur	286
Hoofdstuk V. De Wijers.....	287
1. Gebiedsbeschrijving	287
2. Stap 1: Gebiedsspecifieke landgebruikskennmerken.....	291

3.	Stap 2: Relatie landgebruik en ecosysteemdiensten.....	292
3.1.	Natuurlijke infiltratie en aquifers.....	294
3.2.	Reguleren waterstromen en natuurlijke watervoorraden	294
3.3.	Kraamkamerfunctie.....	294
3.4.	Viskweek en visvangst.....	295
3.5.	Recreatie	295
3.6.	Buffering tegen calamiteiten	295
3.7.	Waterzuivering.....	296
3.8.	C-voorraad en C-productie	296
3.9.	Pollinatie	297
3.10.	Jacht	297
4.	Stap 3: Te verwachten landgebruiksveranderingen tegen 2030	297
5.	Stap 4: Effect van landgebruiksveranderingen op ESD (C-voorraad)	299
6.	Conclusies.....	303
6.1.	Toegepaste methoden	303
6.2.	de Wijers.....	303
6.3.	Aanbevelingen voor verder onderzoek:	304
7.	Literatuur	305

Voorwoord

Ecosysteemdiensten zijn hot. Sinds het millennium ecosystem assessment, waarin meer dan 1360 wetenschappers en experts wereldwijd een stand van zaken opmaakten van de biodiversiteit en natuurlijke hulpbronnen die ons als mens ter beschikking staan, hebben naast de academische wereld ook meer en meer politici en beleidsmakers ingezien dat het ecosysteemdiensten-concept de mogelijkheid biedt om de groeigerichte economie te rijmen met onze begrensde leefomgeving.

Onbekend is onbemind: in Vlaanderen, als één van de meest geurbaniseerde regio's en belangrijkste transporthubs van Europa, is het cruciaal de diensten die door onze omgeving worden gegenereerd in kaart te brengen. Zo kan in de besluitvorming rekening gehouden worden met de afweging van alle winsten uit ecosystemen, in het bijzonder de winsten die tot voor kort als onuitputtelijk en onkwetsbaar werden beschouwd.

Het document dat u nu voor u hebt, is de definitieve versie van het rapport 'ecosysteemdiensten in Vlaanderen: een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten.' De auteurs hebben hoofdstukken geproduceerd over een veelheid aan onderwerpen, en steeds op zoek moeten gaan naar een compromis tussen het schetsen van een algemeen beeld of gedetailleerd uitpluizen van complexe en genuanceerde wetenschappelijke opinies. Ook voor grootschalige ruimtelijke analyses en uitvoerig uitgewerkte economische valideringen is er nog niet voor elke ecosysteemdienst voldoende kennis beschikbaar in Vlaanderen. We hebben geprobeerd ons te houden aan een verkenning, maar toch zoveel mogelijk de potenties van ruimtelijke en economische benaderingen meegenomen, omdat dit de volgende logische stappen zijn in het ontwikkelen van een duurzame economie: het gedetailleerd in kaart brengen en waarderen van onze hulpbronnen.

Dit rapport werd eind april 2010 verzonden aan de leden van de stuurgroep van het ANB-project 'ecosysteemdiensten in Vlaanderen' en aan tientallen lectoren met uiteenlopende expertises. De commentaren die gedurende de maand mei verwerkt werden droegen in grote mate bij aan de kwaliteit van dit rapport, waarvoor onze dank.

Wij hopen deze eerste verkenning van ecosysteemdiensten op Vlaamse schaal u bewust zal maken van het belang van de integratie van ecologie en economie in het Vlaamse beleid.

Vriendelijke groeten en veel leesplezier,

De Auteurs
31 mei 2010

Harmony with land is like harmony with a friend;
you cannot cherish his right hand and chop off his left.
(Aldo Leopold)

Samenvatting

De mens maakt gebruik van een brede waaier aan diensten en grondstoffen die door ecosystemen worden geproduceerd. Deze zijn algemeen gekend onder de noemer 'ecosysteemdiensten'. In Vlaanderen zijn ecosysteemdiensten nog maar weinig ingeburgerd. Toch bezit het concept een heel groot potentieel om een bredere basis te geven aan het natuurbehoud in Vlaanderen. Al te veel wordt natuurbehoud nog gezien als een fenomeen met beperkte maatschappelijke relevantie: economische ontwikkeling gaat dikwijls voor omwille van de korte-termijn winsten.

Het beschrijven en evalueren van ecosysteemdiensten laat toe om meer onderbouwde beleidskeuzes te maken in functie van een duurzame ontwikkeling van Vlaanderen, waarbij de vereiste integratie van economie en ecologie wordt gemaakt. Om deze benadering ook in Vlaanderen ingang te doen vinden is er dringend behoefte aan meer inzicht in de ecologische processen, meer kennis over de status van de ecosysteemdiensten en van de eindigheid van de winsten die eruit voortvloeien. Het begrijpen van ecosysteemdiensten vereist een stevige basis in de ecologie, die de onderliggende principes en interacties tussen organismen en hun omgeving beschrijft. Deze opdracht wil hiervoor de basis leggen.

Deel I van deze studie *verkent* welke ecosysteemdiensten in Vlaanderen belangrijk zijn. Deze analyse is de eerste stap naar een exhaustieve inventarisatie van ecosysteemdiensten op Vlaamse schaal.

- In de Inleiding wordt het concept ecosysteemdiensten gepresenteerd en geschetst in de maatschappelijke context.
- Hoofdstuk 1 focust op de samenhang van ecosysteemdiensten langsheen de hydrologische gradiënt. Hydrologische processen vormen de basis van vele intermediaire en finale diensten, en de winsten die hiermee gepaard gaan zijn bijgevolg zeer groot. Toch staan deze processen tegelijk onder zware antropogene druk.
- Hoofdstuk 2 beschrijft de cyclering van nutriënten in het Schelde-estuarium. Hoewel het estuarium ook als een onderdeel van de hydrologische cyclus kan worden beschouwd, zijn de onderliggende processen en structuren -en de winsten die deze ecosysteemdienst oplevert- zeer specifiek en belangrijk op Vlaamse schaal.
- Hoofdstuk 3 belicht de cyclering van stikstof en fosfor in ecosystemen en maakt een begin met het inschatten van ecosysteemwinst, hoofdzakelijk aan de hand van vermeden zuiveringskosten. Ook hier wordt aangetoond dat processen van natuurlijke zuivering enorme winsten voor Vlaanderen genereren.
- Hoofdstuk 4 analyseert de opslag van koolstof in ecosystemen. Dit is een ecosysteemdienst waarvan de winsten zich op een globale schaal situeren maar welke toch door lokale investeringen moet worden gerealiseerd.
- Hoofdstuk 5 behandelt de primaire productie als proces, met een focus op de landbouwproductie. In tegenstelling tot vorige benaderingen vanuit natuurbehoud wordt landbouw op zich als een grote ecosyteemwinst beschouwd.
- Hoofdstuk 6 concentreert zich eveneens op de primaire productie, maar gezien vanuit de bosbouw. Ook hier is de productie op zich een belangrijke ecosysteemwinst.

- Hoofdstuk 7 focust op de aanwezigheid van groene ruimte voor recreatie in Vlaanderen, waarvan de winsten zich situeren op vlak van gezondheid en algemeen welzijn.
- Hoofdstuk 8 en 9 beschrijven twee ecosysteemdiensten die sterk gelinkt zijn met biodiversiteit: natuurlijke pestcontrole en pollinatie van gewassen. Deze diensten dragen bij tot ecosysteemwinsten uit landbouwproductie.
- In hoofdstuk 10 wordt ingegaan op de kraamkamerfunctie voor vispopulaties. Ook deze ecosysteemdienst is gelinkt met biodiversiteit van ecologische processen en structuren.
- Hoofdstuk 11 focust op het vermijden van overstromingen door fysieke energiedissipatie in ecosystemen. In Vlaanderen, met enorme oppervlaktes welke kwetsbaar zijn voor schade door stormvloed, levert deze ecosysteemdienst een niet te onderschatten winst.
- Hoofdstuk 12 en 13 focussen eveneens op fysieke processen die ecosysteemdiensten leveren: geluidsbuïer en -maskering door natuurlijke structuren en adsorptie van fijn stof en poluïent door vegetatie. Ook deze winsten situeren zich in gezondheid en algemeen welzijn.

Dit overzicht pretendeert geen volledigheid. Hoewel de indeling zo duidelijk en consequent mogelijk is gehouden, bestaat er nog steeds overlap tussen verschillende onderdelen. Dit is ook onvermijdelijk, daar ecosysteemdiensten in se producten en processen zijn die deel uitmaken van complexe en veranderende ecosystemen, die met elkaar interageren op verschillende schaalniveau's. Elke poging tot strikte aflijning zal daarom stoten op redundanties en onvolledigheden. Deel I van dit rapport schetst de huidige stand van zaken in het onderzoek en scheidt een kader met uitgebreide achtergrondinformatie waaraan de voorbeeldprojecten van deel II worden afgetoetst. Dit deel van het onderzoek is de eerste verkenning van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Voor een exhaustieve inventarisatie en evaluatie van alle ecosysteemdiensten op lokale of regionale schaal kan een andere categorisering van ecosysteemdiensten wenselijk zijn, afhankelijk van de onderzoeksvraag, de beschikbare onderzoekstijd of de evolutie van het onderzoeksveld ecosysteemdiensten.

Deel II van de studie werkt een aantal voorbeeldprojecten uit die kunnen gebruikt worden voor sensibilisering van het concept ecosysteemdiensten. Op basis van de inventarisatie en beschrijving van de ESD in deel I worden in deel II 5 voorbeeldprojecten uitgewerkt.

Op basis van verschillende criteria werden uit een aantal projecten, gesuggereerd door de projectpartners en stuurgroepleden, vijf voorbeeldprojecten geselecteerd. Deze projectbeschrijving wordt zo opgevat dat ze de insteek kan vormen voor de opmaak van uitvoeringsplannen. Hier wordt vooral gekeken naar mogelijkheden om verder te bouwen op lopende projecten om op korte termijn resultaten te kunnen bereiken op vlak van communicatie over en effectieve realisatie van ecosysteemwinsten.

Er worden in de 5 projecten zoveel mogelijk verschillende aspecten beschouwd. Het uitwerken van die projecten omvat 3 stappen. Vooreerst wordt, per project, een gebiedsbeschrijving gemaakt en worden de aanwezige ESD geïnteriseerd. In een tweede stap wordt het effect van de maatregelen die in het project worden genomen op deze aanwezige ESD geëvalueerd. In een derde stap worden dan

suggesties gedaan voor bijkomende maatregelen welke de ecosysteemwinst in deze projectgebieden kunnen maximaliseren.

- Hoofdstuk 1 bespreekt de geplande maatregelen in het kader van het life-project 'heideherstel op landduinen (HELA) op de Kalmthoutse heide. Hier kunnen winsten worden gegenereerd uit diensten die gelinkt zijn aan biodiversiteit, maar ook uit infiltratie. De winsten uit ecosysteemdiensten als bosbouwproductie en koolstofopslag zullen dalen.
- Hoofdstuk 2 analyseert de maatregelen die werden genomen ter bestrijding van erosie, afstroming van sediment naar de dorpen en overstromingschade in het bekken Melsterbeek. Deze maatregelen leverden een directe winst op door het voorzien van regulerende hydrologische diensten, maar hierdoor werden een heel aantal bijkomende ecosysteemdiensten gegenereerd. Beperkte bijkomende maatregelen welke de winsten uit oa. biodiversiteit en recreatie kunnen verhogen worden gesuggereerd.
- Hoofdstuk 3 focust niet op een afgebakend projectgebied, maar schetst de winsten uit ecosystemen in een stedelijke context. De winsten van 'Groen in de Stad' zijn aanzienlijk, daar ondanks het kleine aanbod de vraag zeer hoog is.
- Hoofdstuk 4 onderwerpt de geplande maatregelen in het kader van het Sigma-project Grote Nete aan een ESD-effectstudie. Door het vernatten van deze zone worden een heel aantal ecosysteemwinsten in belangrijke mate gemaximaliseerd, waartegen de afweging tegenover het verlies aan de winsten uit de ecosysteemdienst 'landbouwproductie' in een ander licht komt te staan.
- Hoofdstuk 5 Analyseert de impact op ecosysteemdiensten van toekomstscenarios in het gebied 'De Wijers' door middel van ruimtelijke analyses. Veranderingen in landgebruik en verschillende scenario's in het ruimtelijke planningsproces hebben een belangrijke weerslag op de totale winsten die door ESD kunnen worden gegenereerd.

Conclusies

Uit dit verkennend onderzoek in deel I blijkt duidelijk dat de achteruitgang van ecosystemen in Vlaanderen resulteert in een afname van de ecosysteemdiensten, wat tot gevolg heeft dat enorme investeringen zullen nodig zijn om om het huidige verlies aan ecosysteemdiensten te compenseren. Ecosysteemdiensten zijn eindig en worden bedreigd, en de afweging tussen korte en lange termijn menselijke belangen moet zeer dringend gemaakt worden.

Met de voorbeeldprojecten in deel II wordt gedemonstreerd dat de ecosysteembenadering mogelijkheden biedt om zowel in het planproces en de beleidskeuzes als in de concrete uitwerking van projecten die betrekking hebben op ons ruimtegebruik de totale wint voor de maatschappij te maximaliseren door het in rekening brengen van alle ecosysteemdiensten.

Het ESD concept kan mee het nodige draagvlak creëren voor het realiseren van een operationele economie in een omgeving waarin de grenzen aan de groei zijn bereikt. Net terwijl nieuwe bedreigingen op ons afkomen, lijden we nog steeds aan de *tragedy of the commons*.

Inleiding

De mens maakt gebruik van een brede waaier aan diensten en grondstoffen die door ecosystemen worden geproduceerd. Deze voordelen zijn algemeen gekend onder de noemer 'ecosysteemdiensten' en omvatten zowel producten (bv drinkwater) als processen (bv decompositie van afval). Terwijl het concept van ecosysteemdiensten al tientallen jaren bekend is bij wetenschappers en milieubeschermers werd het pas gepopulariseerd en in formele definities gegoten in 2004, tijdens het Millennium Ecosystem Assessment (MEA) van de Verenigde Naties. Deze studie duurde vier jaar en meer dan 1300 wetenschappers werkten hieraan mee (MEA 2005). Deze studie groepeerde de ecosysteemdiensten in vier brede categorieën: *voorzienende diensten (provisioning services)*, zoals de productie van voedsel en water; *regulerende diensten (regulating services)*, zoals de controle van klimaat en plagen; *ondersteunende diensten (Supporting services)*, zoals nutriëntencycli en pollinatie; en *culturele diensten (cultural services)* zoals spirituele en recreatieve voordelen.

Samen met de groei van de menselijke populatie groeit ook de vraag naar grondstoffen en diensten van ecosystemen en dus de impact van onze globale voetafdruk. Velen verkeerden lang in de verkeerde veronderstelling dat ecosysteemdiensten gratis, onkwetsbaar en onuitputtelijk zijn. Maar vandaag wordt de impact van menselijk gebruik en misbruik meer en meer duidelijk: lucht- en waterkwaliteit worden meer en meer bedreigd, oceanen zijn overbevist, plagen en ziektes breiden uit buiten hun historische grenzen, ontbossing bedreigt de natuurlijke bescherming tegen overstromingen, etc. Onderzoek wijst uit dat 40 a 50% van het ijsvrije landoppervlak zwaar vervormd of beschadigd is door menselijke activiteiten, dat 66% van de visgronden overbevist of bijna uitgeput zijn, dat atmosferische CO₂ met meer dan 30% is toegenomen sinds de aanvang van de industriële revolutie, en dat bijna 25% van de vogelsoorten is uitgestorven in de voorbije 2000 jaar (Vitousek et al 1997). Meer en meer realiseert men zich hierdoor dat ecosysteemdiensten niet alleen eindig zijn en bedreigd worden, maar dat de afweging tussen korte en lange termijn menselijke belangen zeer dringend moet gemaakt worden. Om politici en beleidsmakers te overtuigen wordt meer en meer gebruik gemaakt van de economische waarde van ecosysteemdiensten, die dikwijls gebaseerd zijn op de kost van de vervanging van de desbetreffende ecosysteemdienst door een kunstmatig-technologisch alternatief. Het beschrijven van de economische waarde van natuurlijke elementen is een blijvende uitdaging, en veroorzaakt verschuivingen in de manier waarop milieubescherming, sociale engagementen, zakenbelangen en onze toekomst als soort op aarde worden erkend en gerealiseerd.

1. KORTE HISTORIEK

Het besef dat we afhankelijk zijn van ecosystemen reikt waarschijnlijk terug tot aan de dageraad van onze soort, waar we als jagers-verzamelaars profiteerden van voedsel en onderdak. De erkenning van meer complexe ecosysteemdiensten reikt minstens terug tot Plato (400 VC), die begreep dat ontbossing kon leiden tot erosie en opdrogen van bronnen (Daily 1997). Moderne ideeën over ecosysteemdiensten begonnen waarschijnlijk bij Marsh in 1864 (Marsh 1864) die aan de hand van veranderingen in bodemvruchtbaarheid in het Middellandse Zee gebied aantoonde dat de aarde niet onuitputtelijk is. Jammer genoeg werden zijn observaties niet echt opgepikt in die tijd en het duurde tot

de jaren '40 voordat de aandacht weer op dit feit werd gevestigd. Gedurende deze periode introduceerden en promootten drie sleutelauteurs – Osborn (1948), Vogt (1948), en Leopold (1949)- het idee van menselijke afhankelijkheid van ecosystemen met het concept van 'natuurlijk kapitaal'.

In 1956 vestigde Sears (1956) de aandacht op de cruciale rol van het ecosysteem in de verwerking van afval en recyclage van nutriënten. Een lesboek milieuwetenschappen (Ehrlich et al 1970) waarschuwde voor 'de meest subtiele en gevaarlijke bedreiging voor het menselijke voortbestaan...de potentiële vernietiging, door de mens zelf, van de ecologische systemen waarvan het voortbestaan zelf van de menselijke soort afhankelijk is'. De term 'ecosysteemdiensten' werd voor het eerst geïntroduceerd in een rapport over milieuproblemen (*Study of Critical Environmental Problems*, SCEP 1970), met een beschrijving van diensten als pollinatie door insecten, visserij, klimaatregulatie en overstromingsbeheersing. De jaren erop werden variaties op de term gebruikt, maar uiteindelijk werd 'ecosysteemdienst' ('*ecosystem service*') de standaard wetenschappelijke term (Ehrlich et al 1981). Huidige uitbreidingen in het concept ecosysteemdiensten omvatten socio-economische en natuurbehoudperspectieven. Voor een uitgebreid overzicht van concepten en terminologie van ecosysteemdiensten, zie Daily (1997).

Om de relatie tussen de mens en natuurlijke ecosystemen te illustreren worden hieronder een aantal bekende voorbeelden gesitueerd:

In New York City, waar de waterkwaliteit onder de standaarden van het agentschap voor milieubescherming (U.S. Environmental Protection Agency, EPA) was gedaald, besloten de autoriteiten om het vervuilde Catskill-bekken, dat de stad voorheen van zuiver drinkwater voorzag, te herstellen. Eens de input van rioleringen en pesticiden in het bekken was gereduceerd verbeterde de waterkwaliteit tot het vereiste niveau door toedoen van de abiotische processen zoals bodemadsorptie, filtratie van chemicaliën, biotische recyclage via wortelsystemen en micro-organismen in de bodem. De economische kost van deze 'investering in natuurlijk kapitaal' werd geraamd op 1 a 1.5 miljard dollar, terwijl de bouwkost van een waterzuiveringstation werd geschat op 6 a 8 miljard dollar, plus 300 miljoen dollar jaarlijkse werkingskosten (Chichilnisky et al. 1998).

15-30% van de voedselproductie van de USA vereist pollinatie van de gewassen door bijen. De meeste grootschalige boeren importeren exotische honingbijen om deze dienst te leveren. Een studie toonde aan dat ook wilde bijen gedeeltelijke of volledige pollinatie konden voorzien voor het Californische landbouwgebied, en zelfs de pollinatie door honingbijen verbeterde door gedragsmatige interacties (Kremen 2005). Intense landbouwpraktijken kunnen er echter voor zorgen dat deze ecosysteemdienst snel verdwijnt door het verlies aan soorten terwijl andere soorten dit verlies aan diensten niet kunnen compenseren. Het resultaat van deze studie wees erop dat de proportie struikgewas of eikenloofbos beschikbaar voor wilde bijen binnen 1-2 km van het landbouwbedrijf deze pollinatie sterk kan stabiliseren en verbeteren, en zo een natuurlijke verzekering biedt voor de landbouwers in de regio.

In de bekkens van de Yangtze (China) werden ruimtelijke modellen voor waterafvoer gebruikt om de mogelijkheden voor elektriciteitsopwekking uit waterkracht te bepalen in de regio. Door kwantificering van de relatieve waarde van ecologische parameters (vegetatie-bodem-helling complexen) slaagden onderzoekers erin te berekenen dat de jaarlijkse winst van het behouden van de bossen ten bate van de elektriciteitscentrales 2.2 keer zo hoog lag als de winst die kon gehaald worden uit het eenmalig rooien van de bossen voor de houtindustrie (Guo et al 2000).

In de Jaren '80 had het mineraalwaterbedrijf Vittel (nu een merk van Nestlé) een groot probleem. Nitraten en pesticiden vloeiden binnen in de bronnen van het bedrijf (noordoost Frankrijk). Lokale landbouwers hadden de landbouw geïntensifieerd en de oorspronkelijke vegetatie, die het water filterde voor het in de aquifer van Vittel sijpelde, verwijderd. Deze besmetting bedreigde het wettelijke recht van het bedrijf om het label 'natuurlijk mineraalwater' te gebruiken (Hanson et al 2008). Als antwoord op dit risico liet Vittel een leerpakket ontwikkelen voor landbouwers om de landbouwpraktijk te verbeteren en tegelijk watervervuiling te verminderen. Zo voorzag Vittel bijvoorbeeld in vergoedingen en gratis technische begeleiding in ruil voor het akkoord van de landbouwer om weidebeheer te verbeteren, bekkens te herbebossen en het gebruik van agrochemicaliën te reduceren. Dit is een voorbeeld waar betaald wordt voor een ecosysteemdienst (Perrot-Maître 2008).

2. INDELING VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

Het concept ecosysteemdiensten kreeg vooral na de publicatie van de MEA steeds meer aandacht. Het aantal wetenschappelijke artikels dat hierover handelt stijgt exponentieel (Fisher et al. 2009); in 2008 waren er meer dan 250, in 2009 al 490. Hoewel de definitie van ESD vrij duidelijk is, "het zijn de voordelen voor de mens van ecosystemen" is er veel discussie over de indeling van de ED. De meest gebruikte is die van de MEA. Hier worden vier grote categoriën ESD onderscheiden (MEA 2005). Volgende lijst geeft enkele voorbeelden per categorie:

Voorzienende diensten (Provisioning services)

- Voedsel (inclusief visvangst en jacht), gewassen, wild voedsel, kruiden
- Water
- medicijnen, biochemische stoffen en industriële producten.
- Energie (waterkracht, biomassa als brandstof)

Regulerende diensten (Regulating services)

- Koolstofsequestratie en klimaatregulatie
- Afvalverwerking en ontgifting
- Zuivering van water en lucht
- Pollinatie van gewassen
- Controle van plagen en ziektes

Ondersteunende diensten (Supporting services)

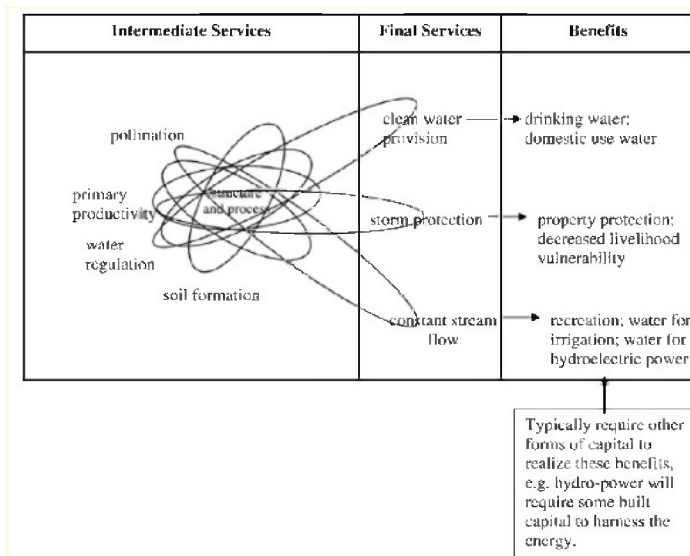
- Verspreiding en cyclering van nutriënten
- Verspreiding van zaden

- Primaire productie

Culturele diensten (Cultural services)

- Culturele, intellectuele and spirituele inspiratie
- Recreatieve ervaringen (inclusief ecotourisme)
- Wetenschappelijke ontdekkingen

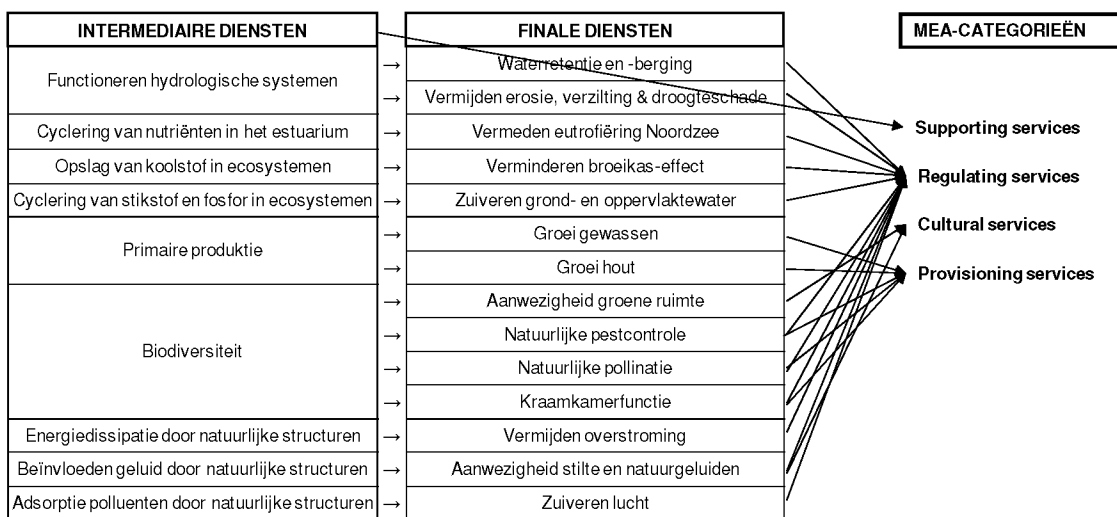
Er werden echter verschillende pogingen gedaan om een classificatie van ecosysteemdiensten (ED) op te stellen, er is geen consensus over definities en classificatie. Onlangs hield Wallace (2007) een sterk pleidooi voor een uniform systeem maar dit werd sterk bekritiseerd door Costanza (2008). Voor dit project zullen we de definities en classificaties van Fisher et al. (2009) volgen. Zij beschrijven ecosysteemdiensten als de *'aspecten van een ecosysteem die -actief of passief- benut worden om menselijk welzijn te bevorderen'*. Dit houdt in dat ecosysteemdiensten natuurlijke fenomenen zijn en dat ze niet noodzakelijk direct hoeven te benut worden: ze kunnen zowel ecosysteemorganisatie en -structuur omvatten als processen en functies. Dit is een essentieel denkkader, dat wordt voorgesteld in een conceptueel schema (Fig. 1), dat een duidelijk onderscheid maakt tussen intermediaire en finale diensten en voordelen. Dit schema laat toe rekening te houden met de enorme variabiliteit binnen ecosystemen en ecosysteemprocessen en -functies, en toont eveneens dat naast natuurlijk kapitaal nog andere investeringen nodig kunnen zijn om een ecosysteemdienst in een voordeel voor de mens om te zetten.



Figuur 1. Classificatieschema van ecosysteemdiensten, met een verdeling in intermediaire en finale diensten, en de links met de voordelen. Hierin wordt de complexe interactie tussen ecosysteemstructuren en –processen geïllustreerd die uiteindelijk leidt tot finale ecosysteemdiensten (uit: Fisher et al. 2009).

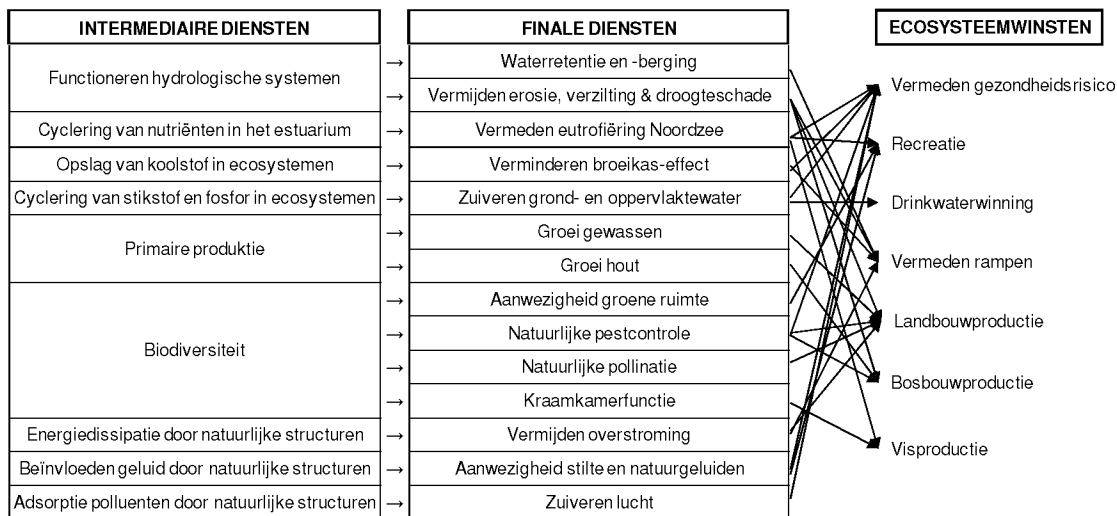
De classificatie van Fisher (2009) die voor dit rapport wordt gebruikt, is daarom uitermate geschikt om de samenhang van ecosysteemdiensten met de complexiteit van ecologische processen en structuren weer te geven. Toch is er een duidelijke link met de indeling die in de millennium ecosystem assessment wordt gehanteerd (Fig. 2): de 'intermediaire diensten' volgens Fisher omvatten de 'ondersteunende diensten' uit het MEA. Dit zijn de ecosysteemprocessen en -structuren welke sowieso plaatsgrijpen, waar niet noodzakelijk een rechtstreekse baat mee verbonden is maar welke wel

cruciaal (ondersteunend) zijn voor finale diensten. Deze 'finale diensten' volgens Fisher kunnen dan onderverdeeld worden in de MEA-categorieën (voorzienende, regulerende en culturele diensten, Fig. 2).



Figuur 2: Samenhang tussen de in dit rapport besproken ecosysteemdiensten volgens de indeling van Fisher (intermediaire en finale diensten) en de categorieën van het Millennium ecosystem assessment (rechts)

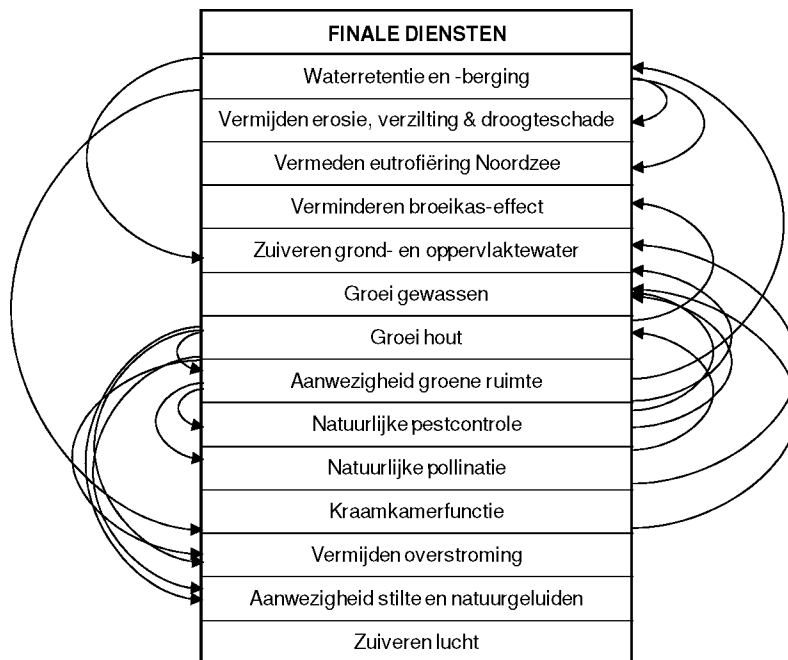
Zoals eerder aangehaald is er geen consensus over classificaties en indelingen. We kunnen ervan uitgaan dat het opdelen van de complexiteit van het ecosysteem in rigide categorieën blijvend overlappen en hiaten zal vertonen. Dit wordt geïllustreerd in Fig. 3, waar de verschillende finale diensten die in dit rapport worden besproken, worden gelinkt aan de winsten die eruit kunnen worden gegenereerd.



Figuur 3: Ecosysteemwinsten of baten kunnen worden gehaald uit verschillende finale diensten, afhankelijk van de investeringen die worden genomen of de ruimtelijke schaal waarop deze worden beschouwd.

Verschiedende diensten dienen dus potentieel verschillende winsten. Bovendien is het cruciaal te weten dat ook de verschillende finale diensten niet onafhankelijk van elkaar bestaan: ze worden geleverd door een intens verweven complex geheel van structuren en processen in het ecosysteem,

en een ingreep op de ene dienst zal dus noodzakelijkerwijze ingrijpen op andere ecosysteemdiensten en -winsten (Fig. 4). Deze terugkoppelingen kunnen zowel positief als negatief zijn. Zo zal bijvoorbeeld het aanplanten van bos op landbouwgrond in functie van houtproductie een positieve invloed hebben op de aanwezigheid van natuurschoon en andere functies gelinkt aan biodiversiteit en groene ruimte, terwijl de ecosysteemdienst 'landbouwproductie' dan weer negatief wordt beïnvloed.



Figuur 4: Voorbeelden van terugkoppelingen tussen verschillende finale diensten. De complexiteit van de achterliggende processen (ecosysteem) zal bij een Ingreep op één finale dienst ook andere diensten positief of negatief beïnvloeden.

Het aanvoelen van de samenhang van de verschillende diensten, de afhankelijkheid van achterliggende ecosystemen en de complexiteit van het geheel zijn onontbeerlijk in het interpreteren van dit onderzoek en van ecosystemewinsten in het algemeen. Dit heeft belangrijke gevolgen voor het nemen van beleidsbeslissingen.

3. ECOSYSTEMEN, BIODIVERSITEIT EN ECOSYSTEEDIENSTEN

Het begrijpen van ecosysteemdiensten vereist een stevige basis in de ecologie, die de onderliggende principes en interacties tussen organismen en hun omgeving beschrijft. De schaal van deze interacties kan variëren van microbes tot landschappen, milliseconden tot miljoenen jaren, en een van de grootste resterende uitdagingen is het beschrijven van de energie- en materieflux daartussen. Een bosbodemplaatje bijvoorbeeld, met het strooisel, de micro-organismen en de specifieke karakteristieken van de bodem zelf dragen allemaal bij tot de capaciteit van het bos om diensten als koolstofopslag, waterzuivering en erosiepreventie te leveren aan andere gebieden in het stroomgebied. Dikwijls kunnen meerdere diensten ook worden gebundeld, en wanneer bepaalde doelen worden bereikt zijn er vaak ook bijkomende diensten gerealiseerd – hetzelfde bos voorziet bijvoorbeeld habitat voor andere organismen en recreatie.

De complexiteit van de ecosystemen op aarde stelt wetenschappers voor de grote uitdaging te begrijpen hoe relaties tussen organismen, processen en hun omgeving verweven zijn. Luck et al (2003) introduceerde het concept van de *Service Providing Units* (SPU), terwijl Kremen (2005) het heeft over *Ecosystem Service Providers* (ESP). In een recent artikel werden de twee concepten door Luck et al (2009) gefusioneerd in het SPU-ESP continuüm.

Wanneer het gaat over het duurzaam omgaan met ecosysteemdiensten wordt de volgende onderzoeksagenda gesuggereerd (Kremen 2005):

1. Identificeren van ecosysteemdienst-leveranciers (*ecosystem service providers, ESPs*): soorten of populaties die specifieke ecosysteemdiensten leveren, en het karakteriseren van hun functionele rol en interacties;
2. Determineren van de gemeenschappen en structuren die de functionering van ESP's in hun natuurlijke habitat beïnvloeden, zoals compenserende responsen die een functie stabiliseren en niet-natuurlijke uitstervingsmechanismen die ervoor kunnen zorgen dat de functie verdwijnt;
3. Evaluatie van de abiotische sleutelfactoren die de levering van de ecosysteemdiensten beïnvloeden;
4. Bepalen van de ruimtelijke en temporele schaal waarop ESPs en hun diensten functioneren.

Recent werd een techniek ontwikkeld om de evaluatie van ecosysteemdienst-leveranciers te verbeteren en te standaardiseren door het kwantificeren van het relatieve belang van verschillende soorten via hun efficiëntie en voorkomen (Balvanera et al. 2005). Zulke parameters geven indicaties over hoe soorten reageren op omgevingsveranderingen (bvb. predatoren, voedselbeschikbaarheid, klimaat) en zijn nuttig om soorten te identificeren die disproportioneel belangrijk zijn voor het leveren van ecosysteemdiensten. Een cruciaal nadeel is echter dat deze techniek geen rekening houdt met het effect van interacties, die dikwijls complex en fundamenteel zijn voor het behoud van het ecosysteem.

Veel ecologen gaan ervan uit dat de voorziening van ecosysteemdiensten kan gestabiliseerd worden met biodiversiteit. Een grote biodiversiteit verhoogt ook de variatie in ecosysteemdiensten. Het doorgronden van de link tussen biodiversiteit en de stabiliteit van een ecosysteem is dan ook van cruciaal belang voor het beheer van natuurlijke bronnen en de hierdoor geleverde diensten. Er zijn hierover verschillende hypothesen:

- De overlap ('redundancy') hypothese

Het concept van ecologische overlap (*ecological redundancy*) of functionele compensatie veronderstelt dat meer dan één soort een bepaalde rol in het ecosysteem vervult (Walker 1992). Dit houdt in dat de efficiëntie van een bepaalde soort in het leveren van een bepaalde ecosysteemdienst verhoogt bij stress-condities, zodat de stabiliteit blijft gehandhaafd (Frost et al 1995). Dit verhoogt de afhankelijkheid van het ecosysteem van de zogenaamde compenserende soorten, wat de kwetsbaarheid voor verstoring verhoogt. De overlap-hypothese kan samengevat worden als 'de overlap tussen soorten verhoogt de veerkracht van het ecosysteem' (Naeem 1998).

- De rivet-hypothese

Deze totaal andere benadering gebruikt de analogie van rivetten (klinknagels) in een vliegtuigvleugel om het exponentiële effect van verlies van soorten te beschrijven. (*rivet popping*, Lawton 1994). Als één enkele soort verdwijnt is het effect op het ecosysteem relatief klein, maar als meerdere soorten uitsterven, valt het ecosysteem sneller en sneller uiteen, als een vliegtuigvleugel die teveel rivetten is verloren: bij elke soort die verdwijnt zullen de volgende nog sneller verdwijnen. Deze hypothese gaat ervan uit dat soorten een vrij gespecialiseerde rol hebben en dat de mogelijkheden tot compensatie beperkt zijn. Elk verlies van een soort kan kritiek zijn voor het ecosysteem. Het belangrijkste verschil met de overlap-hypothese is de snelheid waarmee soortverlies het ecosysteem beïnvloedt.

- Het portfolio effect

Een derde verklaring vergelijkt biodiversiteit met aandelen, waar diversificatie de volatiliteit van de investering vermindert, of in dit geval, het risico van instabiele ecosysteefuncties (Tilman et al 1998). Dit idee is ook gelinkt met het principe van respons-diversiteit, waar een assemblage van soorten verschillende responsen vertonen op een gegeven verstoring in de omgeving en daarom, samen bekeken, een stabiliserende functie uitoefenen die de ecosysteefunctie beschermt (Elmqvist et al 2003). Een heel aantal experimenten hebben deze hypothesen getest in het veld en in het labo.

Terwijl sommige labo-experimenten neigen naar de rivet-hypothese (Lawton 1994), ondersteunt een veldstudie over graslanden in Minnesota (USA) eerder de overlap-hypothese net als andere veldstudies (Grime 1997).

4. ECONOMIE, POLITIEK EN DE BEDRIJVENWERELD

Het meeste onderzoek richt zich vandaag op de economische aspecten van ecosysteemdiensten. Vele voorbeelden tonen aan dat het dikwijls meer oplevert ecosystemen te behouden of zelfs te creëren dan om dezelfde diensten te verkrijgen door het bouwen van artificiële structuren (Enderlein et al 2005). Vele inspanningen om beleidsmakers te informeren over de huidige (korte-termijn) versus toekomstige (lange-termijn) kosten en baten maken gebruik van een economische vertaling van wetenschappelijke kennis. Het begrijpen van ecologische processen gerelateerd met ecosysteemdiensten is essentieel voor economische beslissingen (DeFries et al 2004). Factoren zoals onvervangbaarheid van ecosysteemdiensten en gebundelde diensten laten eveneens toe economische waarden in te schatten, en kunnen soms efficiënter leiden tot het bereiken van een doel. Omdat ecosysteemdiensten niet ten volle worden verrekend in commerciële markten of inadequaet zijn gekwantificeerd, wegen ze vooralsnog weinig of niet door in politieke beslissingen (Costanza et al 1997). Economische valideringsmethodes beschouwen de input aan ecosysteemdiensten en vertalen deze in monetaire eenheden (Daily et al 2009). Zo worden de gevolgen van onze keuzes als het ware uitgedrukt in vergelijkbare eenheden van 'impact op menselijk welzijn' (Daily et al 2000). Een transparante evaluatie van ecosysteemdiensten zal de implicaties voor de maatschappij verduidelijken en beleidsmakers helpen om zich op de relevante diensten te richten. Op deze manier kunnen de

baten van bepaalde ecosysteemdiensten worden afgewogen tegen de kosten van de te nemen maatregelen, zodat een efficiënt beleid kan worden gevoerd (Defra 2007).

Methodes voor het valideren van ecosystemen werden onder andere ontwikkeld door Pearce et al (1990), Freeman (1993), en Hensher (2007), terwijl de waarde van de diensten van individuele ecosystemen werd bepaald in een groot aantal studies. De meeste hiervan valideren één enkele ecosysteemdienst of één enkel habitat, terwijl andere studies focussen op het verfijnen van de methodologie. Het aggregeren van verschillende ecosysteemdiensten (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) en het extrapoleren naar grotere regio's blijven belangrijke uitdagingen (Bateman et al 2006; Brouwer 2009). Ook is er nog veel werk aan het integreren van een veelheid aan diensten op verschillende ruimtelijke schalen (Bateman et al. 2006; Hein et al. 2006; Bateman 2009, Chan et al. 2006; Daily et al. 2009).

Er is echter nog steeds een groot verschil tussen de reële (economische) en de geschatte waarde van ecosysteemdiensten. De reden hiervoor is waarschijnlijk te zoeken in de trage en beperkte maatschappelijke erkenning van onze verwevenheid met het natuurlijke milieu. Hoewel het milieubewustzijn snel vergroot blijft het concept van natuurlijk kapitaal en de stroom daarvan onbegrepen. Net terwijl nieuwe bedreigingen op ons afkomen, lijden we nog steeds aan de zogenaamde *tragedy of the commons* (Hardin 1968).

Economische validatie van ecosystemen omvat eveneens maatschappelijke communicatie en informatie, wat uitdagende domeinen zijn en de focus van vele onderzoekers. De algemene opvatting is dat hoewel individuen beslissingen nemen om verschillende uiteenlopende redenen, de samengestelde voorkeur van een maatschappij naar voor komt in trends, waaruit een economische waarde kan worden opgemaakt. De zes belangrijkste methodes voor het valideren van ecosysteemdiensten in monetaire eenheden zijn (Farber et al 2002):

- Vermeden kost

Ecosysteemdiensten laten toe om kosten te vermijden die zouden optreden in afwezigheid van de ecosysteemdienst. (bvb afvalwater-zuivering door wetlands vermijdt ziektekosten)

- Vervangingskost

Ecosysteemdiensten kunnen vervangen worden door technische systemen (bvb herstel van het Catskill-bekken kost minder dan het bouwen van een waterzuiveringsinstallatie)

- Inkomstenverhoging

Ecosysteemdiensten verhogen de inkomsten (bvb verbeterde waterkwaliteit verbetert de commerciële vangsten van visserij en doet het inkomen van de vissers stijgen)

- Reiskost

De vraag naar ecosysteemdiensten kan een reis inhouden, en de kost daarvan weerspiegelt de geïmpliceerde waarde van de ecosysteemdienst. (bvb de waarde van een ecotourisme-ervaring is minstens dat wat een bezoeker wil betalen om er te geraken)

- 'Hedonic pricing'

De vraag naar een ecosysteemdienst kan worden uitgedrukt in de prijs die mensen betalen voor de ermee geassocieerde goederen (bv. woningen aan de kust zijn duurder dan woningen in het binnenland)

- Scenario validatie

De vraag naar een ecosysteemdienst kan worden bepaald door het onderzoeken van hypothetische scenario's waarin de waarde van alternatieven wordt bepaald (bv. de bereidheid van bezoekers om te betalen voor toegang tot een natuureservaat)

De voorbije jaren werden enorme inspanningen geleverd om ecosysteemdiensten te kwantificeren, maar veel studies focussen op slechts een klein aantal diensten, bv. pollinatie (Klein et al. 2007; Kremen, 2007), koolstofopslag (Balvanera et al 2005) en specifieke hydrologische diensten (Brauman et al 2007). Andere studies focussen op specifieke studiegebieden (Meire et al 2007). Een belangrijke stap voorwaarts was het in kaart brengen van ecosysteemdiensten, wat essentieel is voor de integratie in planning en landbeheer. In de meeste gevallen gebeurt dit via remote sensing data (bv. vegetatiegegevens, landgebruik,...), gecombineerd met andere input (bv. topografie, geologie, bodem,...) en modellen (Chan et al. 2006; Troy & Wilson 2006; Egoh et al. 2008; Reyers et al. 2009). Deze aanpak laat toe hotspots voor ecosysteemdiensten te bepalen.

Terwijl het proces van de economische validatie van ecosysteemdiensten zich verder zet, blijven de uitdagingen op vlak van politieke implementatie en beheer echter zeer groot. Het beschrijven van de gemeenschappelijke hulpbronnen (*common pool resources*) is het onderwerp van uitgebreide academische onderzoekingen (Ostrom 1990; Dietz et al 2003; Pretty 2003; Heikkila 2004; Gibson et al 2005). Er is nog een lange weg te gaan om van de beschrijving van de problemen te komen tot het vinden van oplossingen die op praktische en duurzame manier kunnen worden geïmplementeerd. Overwegingen tussen huidige en toekomstige noden moet worden gemaakt en beleidsmakers moeten zich dikwijls baseren op geldige maar onvolledige informatie. Om de beschikbare informatie te verbeteren, werd bijvoorbeeld de suggestie gedaan te werken met een denkkader (*Ecosystem Services Framework* ESF, Daily 2000) waarin biofysische en socio-economische aspecten van milieubescherming worden geïntegreerd, en dat ontworpen is om instellingen door multidisciplinaire informatie te gidsen en het maken van strategische keuzes te faciliteren.

Nieuwe en gebruiksvriendelijke methodes zijn nodig om ecosysteemdiensten te beheren. Lokale of regionale benaderingen kunnen wenselijk zijn, bv. voor pollinatie en waterbeheer (Kremen 2005, Ostrom 1990). Anderzijds wordt ook het vermarkten van de bescherming van ecosysteemdiensten steeds populairder. Betalen en verhandelen van diensten is een opkomende kleinschalige oplossing waarmee men krediet verkrijgt door activiteiten als het sponsoren van koolstofopslag of het herstel van ecosysteemdienst-leveranciers (ESP's). In sommige gevallen zijn er centrale banken opgericht en sommige bedrijven zijn zelfs op de beurs actief, wat de link tussen economische en sociale beweging versterkt (Daily et al 2000). De onvolledige compensatie voor ecosysteemdiensten die elders op de wereld worden opgeofferd blijft echter een groot probleem.

Degradatie van ecosysteemdiensten houdt grote risico's in voor de bedrijfswereld, maar biedt eveneens opportuniteiten. Enkele voorbeelden:

- Operationeel

Risico's zoals hogere kostprijs voor zoet water door schaarste of lagere output voor hydro-elektrische centrales door verzilting

Kansen zoals groeiende markt voor efficiënt watergebruik, of de mogelijkheid tot het bouwen van een on-site wetland om de bouw van een waterzuiveringsinstallatie te vermijden.

- Regulerend en juridisch

Risico's als nieuwe boetes, overheidsregulaties of rechtszaken van lokale burgers die ecosysteemdiensten verliezen als gevolg van de activiteiten van het bedrijf.

Kansen zoals het stimuleren van lokale gemeenschappen en overheden in het beschermen en creëren van ecosysteemdiensten welke het bedrijf benut.

- Reputatie

Risico's zoals bedrijven die door non-gouvernementele organisaties worden beschuldigd van het vernietigen van waardevol habitat.

Kansen zoals het implementeren en communiceren van duurzame productie of investeringen

- De markt en producten

Risico's zoals consumenten die overschakelen naar andere leveranciers die producten aanbieden met een lagere ecosysteem-impact, of overheden die nieuwe duurzame beleidslijnen vereisen.

Kansen, zoals het lanceren van nieuwe producten en diensten die de impact van de consument op het ecosysteem verkleinen, of deelnemen in groeimarkten als koolstofopslag of waterbeheer.

- Financieel

Risico's zoals banken die een meer strikt leningenbeleid voeren voor bedrijven.

Kansen zoals banken die voordelige leenvoorwaarden aanbieden, of investeerders die voorkeur geven aan bedrijven die producten en diensten aanbieden die duurzaam energieverbruik verbeteren of gedegradeerde ecosystemen herstellen.

Vele bedrijven zijn zich niet ten volle bewust van de reikwijdte van hun afhankelijkheid van en impact op ecosystemen. Ook de denkkaders en politieke implementatie van milieubescherming zijn meer geschikt om 'traditionele' problemen als vervuiling en energieverbruik aan te pakken. Meestal wordt gefocust op milieu-impact in plaats van op de milieuafhankelijkheid. De erkenning dat het behoud van ecosysteemdiensten parallel loopt met een meer traditioneel natuurbeheer (bv. behoud van biodiversiteit) heeft geleid tot de suggestie om de inspanningen samen te brengen en het gemeenschappelijke succes te verhogen (Balvanera 2001, Chan 2006). Daarom worden veel inspanningen gedaan om het beheer van ecosysteemdiensten, gebaseerd op kaartmateriaal, te combineren met klassiek natuurbeleid (bv. Naidoo and Ricketts 2006; Naidoo et al. 2008).

5. VLAANDEREN

In Vlaanderen is het concept ecosysteemdiensten, hoewel genoegzaam bekend in de academische wereld, nog maar weinig ingeburgerd. Toch bezit het concept ook hier een heel groot potentieel om een bredere basis te geven aan het natuurbehoud in Vlaanderen. Al te veel wordt natuurbehoud nog gezien als een fenomeen met beperkte maatschappelijke relevantie. Tijdens conflicten tussen

natuurbehoud en economische ontwikkeling wordt vrijwel steeds voor het laatste gekozen omwille van het korte-termijn economische belang. Het is echter duidelijk dat de achteruitgang van ecosystemen in Vlaanderen resulteert in een afname van de ecosysteemdiensten, wat tot gevolg heeft dat enorme investeringen zullen nodig zijn om om het huidige verlies aan ecosysteemdiensten te compenseren. Het beschrijven en evalueren van ecosysteemdiensten laat toe om meer onderbouwde beleidskeuzes te maken in functie van een duurzame ontwikkeling van Vlaanderen.

Om deze benadering ook in Vlaanderen ingang te doen vinden is er dringend behoefte aan meer kennis en inzicht over de ecosysteemdiensten in Vlaanderen. De ecosysteembenadering werd impliciet meegenomen in de berekening van de instandhoudingsdoelstellingen voor het Schelde-estuarium (Adriaensen et al 2005), en werd reeds toegepast in een recente studie in opdracht van de Dienst Leefmilieu, Natuur en Energie (Liekens et al. 2009). Om te komen tot een duurzaam beleid dat op basis van recente kennis van zaken is er echter nood aan een inventarisatie van ecosysteemdiensten in Vlaanderen, zowel als aan duidelijke voorbeelden van de toepassing van het ecosysteemdiensten-concept in de praktijk. Deze opdracht wil hiervoor de basis leggen.

6. DIT PROJECT

Deze studie omvat 2 delen:

Deel I geeft een *verkennende* analyse van de ecosysteemdiensten die in Vlaanderen belangrijk zijn en wat hun huidige toestand is. Dit kan enkel een verkennende analyse zijn, maar ze is wel ruimtelijk gedifferentieerd.

- Dit onderzoek inventariseert de ESD en maakt een eerste kwalitatieve analyse van het potentieel belang van ecosysteemdiensten in Vlaanderen op basis van literatuuronderzoek. De keuze van de besproken ecosysteemdiensten is gebaseerd op de indeling van het Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005), dat werd geplaatst in een Vlaamse context en aangepast aan de indeling volgens Fisher (Fisher et al. 2009).
- De tweede stap is het determineren van ecologische structuren en processen die gelinkt zijn aan de ecosysteemdienst, waar mogelijk ondersteund door een ruimtelijke analyse. Verschillende kaartlagen zullen hiervoor gebruikt worden. Dit is de eerste verkennende analyse in die aard voor Vlaanderen.
- De aanwezigheid van ESD enerzijds en de vraag ernaar door de mens is niet altijd aan elkaar gekoppeld. Zo kunnen bijvoorbeeld een aantal moerassen aanwezig zijn op een bepaalde plaats, waar deze potentieel de ecosysteemdienst 'zuivering van water' leveren. Wanneer in deze zone echter geen verontreinigd water aanwezig is, dan is het aanbod en de vraag naar ESD niet gekoppeld. Daarom zal zoveel mogelijk geprobeerd worden een (ruimtelijk) beeld te krijgen van welke winsten uit de ESD kunnen worden gehaald, en waar de mens maximaal behoefte heeft aan ESD. Dit kan bv. bescherming tegen overstroming zijn, of pollinatie etc. De behoefte aan pollinatie zal afhangen bv. van de aanwezigheid van gewassen die door insecten worden bestoven.
- Een vierde aspect omvat het suggereren van maatregelen voor het maximaliseren van ESD,

en het bespreken van mogelijke trade-offs en onzekerheden.

Deel II van de studie werkt een aantal voorbeeldprojecten uit die kunnen gebruikt worden voor sensibilisering van het concept ecosysteemdiensten. Op basis van de inventarisatie en beschrijving van de ESD in deel I worden in deel II 5 voorbeeldprojecten uitgewerkt.

De vereisten voor die voorbeeldprojecten zijn:

- Projecten die zonder veel problemen kunnen geïmplementeerd worden
- Projecten die kunnen verder bouwen op bestaande projecten (sneller resultaat)
- Projecten waar gemakkelijk kan rond gecommuniceerd worden (implicaties naar bv ligging)
- Projecten met een duidelijke voorbeeldfunctie (zodat ze kunnen gekopieerd worden)

Op basis van deze criteria werden uit een aantal projecten, gesuggereerd door de projectpartners en stuurgroepleden, vijf voorbeeldprojecten geselecteerd (Fig. 6). Deze projectbeschrijving wordt zo opgevat dat ze de insteek kan vormen, voor de opmaak van uitvoeringsplannen. Hier wordt vooral gekeken naar mogelijkheden om verder te bouwen op lopende projecten om op korte termijn resultaten te kunnen bereiken op vlak van communicatie over en effectieve realisatie van ecosysteemwinsten.

Project	Hoofdzakelijk landgebruik	practische haalbaarheid	aansluiting bestaande projecten	Communicatie-potentieel	voorbeeld- functie	projecten in opstart	beschikbare data
Meisterbeek	Landbouwzone	+++	+++	+	++	+++	+++
Averbodebos & de Meerode	Natuurgebied	++	++	+	++	+++	+
Rieme-Zuid & Doornzele Noord	Industriezone	+	++	+	+	--	+
Stedelijk Groen	Stedelijke zone	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Netebekken	Riviersysteem	++	+++	++	++	+++	+++
Hoge Kempen	Natuurgebied	++	++	++	+	-	++
Kalmthoutse Heide	Natuurgebied	+++	++	+++	+	-	++
De Wijers	Gemengd	++	++	++	+	+++	+

Figuur 6: Selectiematrix voor projectgebieden

Er worden in de 5 projecten zoveel mogelijk verschillende aspecten beschouwd. Het uitwerken van die projecten omvat 3 stappen. Vooreerst wordt, per project, een gebiedsbeschrijving gemaakt en worden de aanwezige ESD geïnventariseerd. In een tweede stap wordt het effect van de maatregelen die in het project worden genomen op deze aanwezige ESD geëvalueerd. In een derde stap worden dan suggesties gedaan voor bijkomende maatregelen welke de ecosysteemwinst in deze projectgebieden kunnen maximaliseren.

7. LITERATUUR

- Adriaensen, F.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Van Hove, D.; Brys, R.; Cox, T.; Jacobs, S.; Konings, P.; Maes, J.; Maris, T.; Mertens, W.; Nachtergale, L.; Struyf, E.; Van Braeckel, A.; Meire, P.; Nachtergale, L. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen: Antwerpen, Belgium. 249 + bijlagen pp.
- Balvanera, P. C. Kremen, and M. Martinez. 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications* 15: 360-375.
- Balvanera, P., G.C. Daily, P.R. Ehrlich, T.H. Ricketts, S.Bailey, S. Kark, C. Kremen and H. Pereira. 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science* 291: 2047.
- Bateman, I. J., B. H. Day, et al. (2006). 'The aggregation of environmental benefit values: Welfare measures, distance decay and total WTP.' *Ecological Economics* 60(2): 450-460.
- Bateman, I. J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Binner, A., Day, B.H., Dubgaard, A., Fezzi, C. Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Ščeponavičiūtė, R. & Semėnienė, D., (2009). Guidelines for designing and implementing transferable non-market valuation studies: a multi-country study of open-access water quality improvements. EAERE conference, Amsterdam.
- Brauman, K. A., G. C. Daily, et al. (2007). 'The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services.' *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98.
- Brouwer, R., Bateman, I.J., Barton, D., Georgiou, S., Martín-Ortega, J., Pulido-Velazquez, M. and Schaafsma, M. (2009 (in prep.)). Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners. Amsterdam, the Netherlands, Institute for Environmental Studies, VU University.
- Chan, K.M.A., M.R. Shaw, D.R. Cameron, E.C. Underwood and G.C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4: 2138-2152.
- Chichilnisky, G. and G. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391: 629-630.
- Costanza, R. (2008). 'Ecosystem services: Multiple classification systems are needed.' *Biological Conservation* 141(2): 350-352.
- Costanza, R., R. d'Arge, et al. (1997). 'The value of the world's ecosystem services and natural capital.' *Nature* 387(6630): 253-260.
- Daily, G. C., S. Polasky, et al. (2009). 'Ecosystem services in decision making: time to deliver.' *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 21-28.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington. 392pp.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3: 333-339.
- Daily, G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P.R. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K. Mäler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, and B. Walker. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289: 395-396.
- Defra (2007). An introductory guide to valuing ecosystem service. London, UK, Department for Environment, Food and Rural Affairs, : 66.
- DeFries, R.S., J.A. Foley, and G.P. Asner. 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 249-257.
- Dietz, T. E. Ostrom and P.C. Stern. 2003. The struggle to govern the commons. *Science* 302: 1907-1912.
- Egoh, B., B. Reyers, et al. (2008). 'Mapping ecosystem services for planning and management.' *Agriculture Ecosystems & Environment* 127(1-2): 135-140.
- Ehrlich, P.R. and A. Ehrlich. 1970. *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology*. W.H. Freeman, San Francisco. 383pp. - see p.157
- Ehrlich, P.R. and A. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York. 305pp.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker and J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.
- Enderlein, R. and F. Bernardini (2005). 'Nature for water: Ecosystem services and water management.' *Natural Resources Forum* 29(3): 253-255.
- Farber, S.C., R. Costanza and M.A. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41: 375-392.
- Fisher, B., R. K. Turner, et al. (2009). 'Defining and classifying ecosystem services for decision making.' *Ecological Economics* 68(3): 643-653.
- Freeman, A. M. (1993). *The Measurement of Environmental Values and Resources: Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington, DC: 516.
- Frost, T.M., S.R. Carpenter, A.R. Ives, and T.K. Kratz. 1995. 'Species compensation and complementarity in ecosystem function.' In: C. Jones and J. Lawton, editors. *Linking species and ecosystems*. Chapman and Hall, London. 387pp.

- Gibson, C.C., J.T. Williams and E. Ostrom. 2005. Local management and better forests. *World Development* 33: 273-284.
- Grime, J.P. 1997. 'Biodiversity and ecosystem function: The debate deepened.' *Science* 277
- Guo, Z.W., X.M. Xio and D.M. Li. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications* 10: 925-936.
- Hanson, C, J Ranganathan, C Iceland, and J Finisdore. (2008) The Corporate Ecosystem Services Review (Version 1.0). World Resources Institute. <http://www.wri.org/project/ecosystem-services-review>
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Heikkila, T. 2004. Institutional boundaries and common-pool resource management: a comparative analysis of water management programs in California. *Journal of Policy Analysis and Management* 23: 97-117.
- Hein, L., K. van Koppen, et al. (2006). 'Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services.' *Ecological Economics* 57(2): 209-228.
- Hensher, D. A. (2007). Attribute processing in choice experiments and implications on willingness to pay. *Valuing Environmental Amenities Using Stated Choice Studies. A Common Sense Approach to Theory and Practice*. B. J. Kanninen. The Netherlands, Springer: 135-158.
- Klein, A. M., B. E. Vaissiere, et al. (2007). 'Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.' *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274(1608): 303-313.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Kremen, C., N. M. Williams, et al. (2007). 'Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change.' *Ecology Letters* 10(4): 299-314.
- Lawton, J.H. 1994. What do species do in ecosystems? *Oikos* 71: 367-374.
- Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac and Sketches from Here and There*. Oxford University Press, New York. 226pp.
- Liekens I., Staes J., Schaafsma M., De Nocker L., Meire P. & Brouwer R. (2009). Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor MKBA van projecten in Vlaamse zeehavens. Draft eindrapport. In opdracht van dienst Leefmilieu, Natuur en Energie.
- Luck, G. W., G. C. Daily, et al. (2003). 'Population diversity and ecosystem services.' *Trends in Ecology & Evolution* 18(7): 331-336.
- Luck, G. W., R. Harrington, et al. (2009). 'Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services.' *Bioscience* 59(3): 223-235.
- Marsh, G.P. 1864 (1965). *Man and Nature*. Charles Scribner, New York. 472pp.
- Meire, P., Stefan Van Damme, Eric Struyf, Tom Maris, Hans Backx (2007). Ecosystem services: a key element in protecting biodiversity of wetlands, rivers and estuaries. The Millennium Ecosystem Assessment: Implications for Belgium. Proceedings of a Conference held in Brussels on 27 October 2006., Brussels, Belgium, Royal Academies of Sciences and the Arts of Belgium and Université Libre de Bruxelles.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp.
- Naeem S. 1998. 'Species redundancy and ecosystem reliability' *Conservation Biology* 12: 39-45.
- Naidoo, R. and T. H. Ricketts (2006). 'Mapping the economic costs and benefits of conservation.' *Plos Biology* 4: 2153-2164.
- Naidoo, R., A. Balmford, et al. (2008). 'Global mapping of ecosystem services and conservation priorities.' *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(28): 9495-9500.
- Osborn, F. 1948. *Our Plundered Planet*. Little, Brown and Company: Boston. 217pp.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge. 279pp.
- Pearce, D. W. and R. K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Exeter, UK, Wheatsons Ltd.
- Perrot-Maitre, D. (2006) The Vittel payments for ecosystem services: a 'perfect' PES case? International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Pretty, J. 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302: 1912-1914.
- Reyers, B., P. J. O'Farrell, et al. (2009). 'Ecosystem Services, Land-Cover Change, and Stakeholders: Finding a Sustainable Foothold for a Semiarid Biodiversity Hotspot.' *Ecology and Society* 14(1).
- Sears, P.B. 1956. 'The processes of environmental change by man.' In: W.L. Thomas, editor. *Man's Role in Changing the Face of the Earth (Volume 2)*. University of Chicago Press, Chicago. 1193pp.
- Study of Critical Environmental Problems (SCEP). 1970. *Man's Impact on the Global Environment*. MIT Press, Cambridge. 319pp.
- Tilman, D., C.L. Lehman, and C.E. Bristow. 1998. Diversity-stability relationships: statistical inevitability or ecological consequence? *The American Naturalist* 151: 277-282.

Troy, A. and M. A. Wilson (2006). 'Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer.' *Ecological Economics* 60(2): 435-449.

Vitousek, P.M., J. Lubchenco, H.A. Mooney, J. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Vogt, W. 1948. *Road to Survival*. William Sloan: New York. 335pp.

Walker, B.H. 1992. 'Biodiversity and ecological redundancy.' *Conservation Biology* 6: 18-23.

Wallace, K. J. (2007). 'Classification of ecosystem services: Problems and solutions.' *Biological Conservation* 139(3-4): 235-246.

Wikipedia contributors. Ecosystem services [Internet]. Wikipedia, The Free Encyclopedia; 2009 Sep 18, 13:56 UTC [cited 2009 Sep 18].

Deel I : Beschrijving Ecosysteemdiensten Vlaanderen

Hoofdstuk I. Ecosysteemdiensten uit hydrologische processen

Jan Staes, Dirk Vrebos, Sander Jacobs (UA-ECOBÉ)

Water is een drijvende kracht achter vele processen en mechanismen die ten grondslag liggen aan ecosysteemdiensten. In dit deel bekijken we specifiek enkele hydrologische processen en hoe manipulatie van de hydrologische cyclus zijn weerslag kan hebben op de levering van ecosysteemdiensten. De verschillende processen worden toegelicht en er wordt aangegeven hoe ecosysteembeheer gebruikt kan worden om bepaalde ESD te versterken. Dit hoofdstuk biedt dan ook een bredere benadering dan de erop volgende hoofdstukken, die zich op specifieke ecosysteemdiensten toespitsen. De indeling weerspiegelt deze brede benadering en enige overlap met de erop volgende hoofdstukken is niet uit te sluiten. De meeste stroombekkens in Vlaanderen hebben een sterk verstoord hydrologisch systeem en zijn ver verwijderd van hun potentieel natuurlijke toestand. Drainage van moerasgebieden voor landbouw, rechttrekking en kanalisatie van waterlopen voor scheepvaart en landbouw, verlies aan infiltratie door bebouwing en verharde oppervlakte, indijken van overstromingsgebieden, etc. Deze veranderingen hebben naast de baten voor economische ontwikkeling ook hun impact gehad op de vele verborgen ecosysteemdiensten. De prijs die we daarvoor betalen wordt slechts langzaam duidelijk. Overstromingen, watertekorten, erosie, verlies aan biodiversiteit, eutrofiëring zijn tekenen dat de regulatie van hydrologische extremen sterk aangetast is. In vele gevallen zijn we dan ook afhankelijk geworden van dure technische maatregelen om deze regulatiefuncties te vervangen.

1. ECOSYSTEEMDIENSTEN VANUIT BEKKENPERSPECTIEF: 'EEN RIVIERBEKKEN IS EEN ECOSYSTEEM'

Binnen een rivierbekken vinden tal van activiteiten plaats die het watersysteem beïnvloeden (Falkenmark, Gottschalk et al. 2004). Verschillende sectoren en belangengroepen maken aanspraken op grondgebruik, water en tal van ESD. Deze zijn echter beperkt in hun oppervlakte, hoeveelheid of draagkracht. Problemen inzake waterbeheer zijn vaak terug te brengen tot een teveel aan onaangepast landgebruik ten opzichte van de bodemhydrologische eigenschappen. Landgebruikspatronen die rekening houden met de fysische eigenschappen van bodem en hydrologie veroorzaken minder interactie met het watersysteem terwijl een grote afwijking tussen huidig landgebruik en fysische geschiktheid aanspoort tot een meer doorgedreven aanpassing van het systeem en dus bijgevolg een hogere impact creëert op het watersysteem.

Vele problemen in het waterbeheer hebben hun oorsprong in ondoordachte keuzes aangaande ruimtelijke planning. Recente (na-oorlogse) landgebruikspatronen houden zelden rekening met het fysische systeem en conflicteren met de natuurlijke waterhuishouding. Een gefragmenteerd landgebruik dat niet is aangepast aan de natuurlijke gradiënten in bodemhydrologie leidt tot conflicterende vereisten inzake het waterbeheer. Hoge fragmentatie leidt tot een groot grensvlak

tussen de landgebruiksvormen. De zogenaamde verweving van landbouw, recreatie en natuurfuncties kan enkel succesvol zijn indien deze patronen gevormd worden vanuit het fysisch systeem. Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven worden zelden in rekening gebracht. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem zou leiden tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes (Ripl, 1995).

Kunstmatige drainage van natte gebieden, toenemende verharding, kanalisatie van waterlopen en de ingebruikname van overstromingsgebieden leiden gezamenlijk tot een verhoogde kwetsbaarheid voor zowel overstromingen als voor verdroging. Een gefragmenteerd landgebruik zorgt logischerwijs voor een groter contactoppervlak tussen de verschillende gebruiksfuncties met talloze lokale conflicten tot gevolg. Het hydrologisch en ecologisch functioneren van het bekken wordt aangetast omdat men landgebruik wil handhaven of mogelijk maken op plaatsen die er van nature niet geschikt voor zijn. Toch worden er nog onaanvaardbare inspanningen geleverd om al deze gebruiksfuncties kunstmatig naast elkaar in stand te houden met verdere versnippering en aantasting van het watersysteem tot gevolg.

Het bepalen van kosten en baten van maatregelen inzake waterbeleid is echter niet eenduidig. Economische valorisatie van milieubaten wordt vaak gecontesteerd door zowel economen als ecologen (Wilson and Hoehn 2006). Niettemin bestaat er wel degelijk een verborgen vraag naar milieubaten. Het natuurlijk zuiveren van oppervlaktewater door ecologische processen bespaart bijvoorbeeld zuiveringskosten. Daarnaast kunnen milieubaten zich binnen een watersysteem op verschillende plaatsen en aspecten manifesteren (bvb drinkwater én viswater). Het aanleggen van een overstromingsgebied in een bovenloop draagt, 'ondanks een afnemende invloed' bij tot het verminderen van een overstromingsrisico over het volledige benedenstrooms traject. Wanneer we kosten en baten van maatregelen willen bepalen, moet men zicht krijgen op de benedenstroomse noden (vraag) en de baten die aan de maatregelen verbonden zijn. Deze baten kunnen direct zijn, vermeden kosten (zuivering) of vermeden risico's (overstromingen). De baten van ESD door herstelmaatregelen of verminderde impact op het watersysteem zijn dus een functie van de vraag naar verbetering in waterkwaliteit, veiligheid, natuurbeleving etc... De waterlopen, oeverzones en hun valleigebied vervullen functies voor de mens (transport, fietspad, viswater, irrigatiewater etc..).

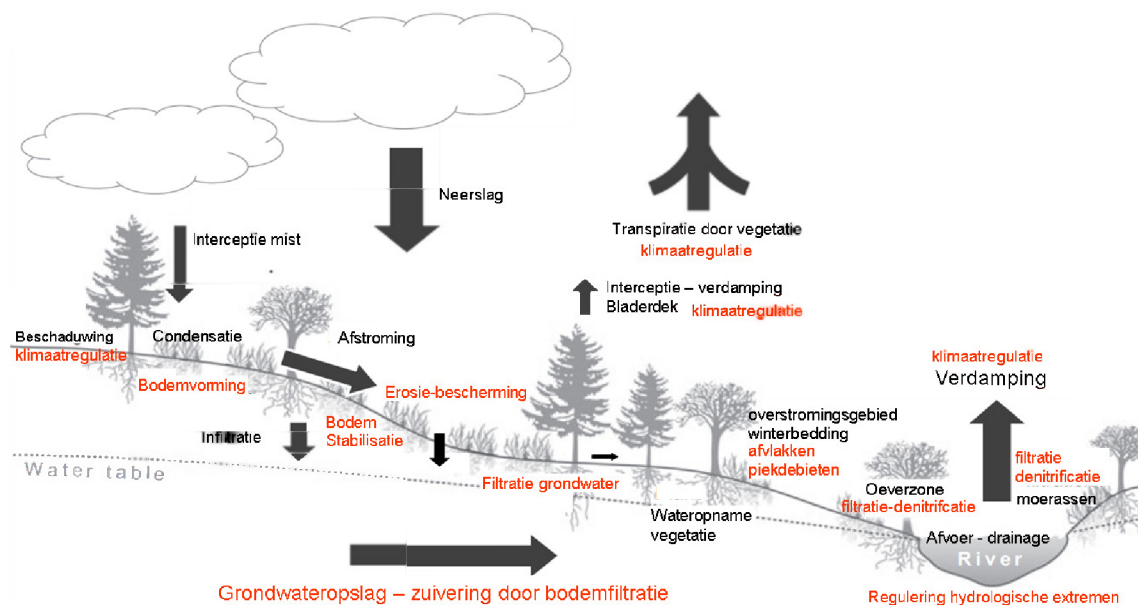
Het principe van de hydro-solidariteit houdt in dat men bij het bepalen van een lange-termijn visie op landgebruik en rivierfuncties in een bovenstrooms gebied, expliciet rekening houdt met de benedenstroomse functies. Door het gebruik van indicatoren kan men de haalbaarheid en duurzaamheid van huidige en gewenste functies binnen een bekkenperspectief bepalen.

Niettemin zijn er ook steeds meer inspanningen om de hydrologische evenwichten te herstellen (vasthouden – bergen – afvoeren, infiltratiebekkens, erosiebestrijdingsprogramma's, etc...) en om onze waterlopen terug een natuurlijk karakter te geven (hermeandering, verminderde slibruiming, vistrappen, aanleg van oeverzones etc...). De maatschappelijke en economische baten van deze herstelmaatregelen worden echter nog zwaar onderkend.

In dit hoofdstuk bespreken de hydrologische cyclus en tonen aan hoe deze aangetast werd en welke gevolgen dit heeft gehad. Daarnaast tonen we aan hoe we dit terug kunnen herstellen en welke ecosysteemdiensten ons dat oplevert.

Omdat de aan hydrologie gerelateerde ecosysteemdiensten zo divers zijn, is het handig om deze op te delen in vijf algemene categorieën:

1. Mitigatie van klimatologische extremen door verdamping (hitte, verdroging, koude)
2. Mitigatie van hydrologische extremen (droogte, overstromingen, modderstromen)
3. Verbetering van de kwaliteit en aanvoer van water voor antropogeen gebruik (grondwater en oppervlakte water van afdoende kwaliteit voor irrigatie, industrie en drinkwater)
4. Ondersteuning van het zelfreinigend vermogen van watersystemen (denitrificatie, sedimentvang, koolstofvastlegging).
5. Watergebonden recreatie (zwemmen, vissen, pleziervaart, esthetische waarde)
6. Ondersteunende functies (primaire productie landbouw, watertransport....)



Figuur 1.1: Hydrologische en ecologische processen in gradiënt van waterscheiding tot rivier (Brauman, 2007). In zwart hydrologische processen, in rood ecosysteemdiensten.

Omdat alle processen sterk samenhangen (Fig. 1.1), zal een verandering in één bepaald aspect van de hydrologische cyclus invloed hebben op vele ecosysteemdiensten. Als klassiek voorbeeld van deze verwevenheid kan de toenemende verharding van infiltratiegebieden worden beschouwd. Deze draagt bijvoorbeeld bij tot:

1. daling van grondwatertafels door verminderde aanvulling

- a. toenemende gevoeligheid voor laagwaterproblematiek door een verlaagd basisdebiet uit grondwater. Daarmee samenhangend zijn er bij laagwatercondities ook meestal waterkwaliteitsproblemen.
 - i. recreatieve waarde wordt aangetast (oa. visbestand, zwemmen,)
 - ii. watertekorten voor scheepvaart (diepgang, schutwater)
 - iii. watertekort voor oppervlaktewateronttrekking (irrigatie)
 - b. Aantasting van het zelfzuiverend vermogen door verminderde denitrificatie, dit door achteruitgang aan omvang van waterverzadigde zones in valleigebieden (plas-dras zones, moerasgebieden)
 - c. CO₂-emmissies door verhoogde mineralisatie van organisch materiaal als gevolg van lagere grondwaterstanden
2. Extremere overstromingen door versnelde afstroming
 - a. Slechtere oppervlaktewaterkwaliteit door afspoeling van nutriënten en pollutanten.
 - b. Verhoogde sedimentaanvoer en transport door afstroming en piekdebieten
 - c. Afzetting van pollutanten en nutriënten in overstromingsgebieden

Het herstellen van de hydrologische cyclus kan een duurzame en goedkope oplossing zijn voor een aantal manifeste milieuproblemen. De toepassing van herstelmaatregelen kan echter best afgewogen worden op stroomgebiedsniveau – waarbij het eenvoudig is om te analyseren in welke mate een stroomgebied uit balans is.

2. ECOSYSTEMEN ALS SPIEGEL VAN ECOSYSTEEDIENSTEN

Ecosystemen hebben de kracht om stof- en energiestromen zo efficiënt mogelijk te benutten. Water, nutriënten en zelfs energie worden maximaal vastgehouden en gecycleerd alvorens hun weg naar benedenstrooms te vervolgen.

In de laatste 50 jaren heeft zich een groeiende bewustwording voltrokken dat natuurlijke ecosystemen een enorme waarde hebben en dat heeft ertoe geleid dat men nu ook acties onderneemt om historische veranderingen ongedaan te maken of te mitigeren (Boon 1992; Jungwirth et al. 2002; McDonald et al. 2004; Palmer et al. 2005; Pedroli et al. 2002; Ward et al. 2001). Dit is een shift van het paradigma van het 'temmen en bedwingen van rivieren' naar een paradigma van 'herstel en conservering van natuurlijke processen'. Dit gaat gepaard met een toenemende multi-disciplinariteit binnen de wetenschap, maar ook binnen beleid en beheer. Die interdisciplinariteit is nodig omdat het verleden ons heeft geleerd dat ingrepen vaak ongewenste en onverwachte effecten kunnen hebben – die men niet vanuit één beleidsvisie of wetenschapsdomein kan voorzien (Bond 2003).

Zo houdt men bij landgebruiksplanning steeds meer rekening met het fysisch systeem door oa de watertoets. Een landgebruik dat aangepast is aan het fysisch systeem, zal veel minder kwetsbaar zijn voor klimaatverandering omdat het maximaal gebruik maakt van de efficiëntie van de natuur.

Op het niveau van een rivierbekken (op verschillende niveaus) moet men dus waken over een zekere balans tussen het toelaten van natuurlijke processen en de maximalisatie van bepaalde vermarktbaar ecosysteemdiensten (landbouwproductie, bebouwing, scheepvaart...).

Zo spelen wetlands een belangrijke rol in de hydrologische cyclus (Bullock & Acreman 2003), maar is het niet altijd duidelijk hoe ze deze rol vervullen. Bullock en Acreman (2003) maakten een literatuurstudie op basis van 439 publicaties met bevindingen over de invloed van wetlands op waterbalansen, grondwateraanvulling, laagwaterdebieten, piekdebieten en de variabiliteit van rivierdebieten. Een substantieel aantal van de publicaties verwerpen de algemene hypothese dat wetlands overstromingen verhinderen, grondwateraanvulling bevorderen en de variabiliteit van debieten verminderen. Voor een ander substantieel deel van de publicaties werden deze echter wel bevestigd. Dit toont aan dat generalisatie van dergelijke aannames van weinig nut is omwille van de hoge diversiteit aan lokale omstandigheden zoals bodem, klimaat en topografie van de rivierbekkens. Er valt sterk voor te pleiten dat de typologie en topografische positie van deze wetlands een verklarende factor is voor de regulerende ecosysteemdiensten die ze leveren (Mitsch & Gosselink 2000; White & Fennessy 2005).

De bestaande classificatie van wetlands is niet aangepast omdat deze voornamelijk gericht is op interne kenmerken betreffende vegetatie, hydrologie, substraat en geomorfologie, eerder dan op de relaties die er bestaan op grotere schalen. Mitsch and Gosselink (2000) stellen dat er voor een duurzame regulering van hydrologie en waterkwaliteit, 3 % tot 7 % van de oppervlakte van een rivierbekken uit moerassen moet bestaan. Hoewel we deze verhouding niet op bekkenschaal kunnen toepassen, is het in deze beschouwing belangrijk dat we dit percentage verdelen over de natuurlijke samenstelling van de verschillende moerastypen, dan wel inzetten op bepaalde moerastypen. Zo worden de regulerende ecosysteemdiensten van verspreide kleinschalige moerasgebieden en oeverzones in bovenstroomse gebieden vaak onderschat en genegeerd in het beleid (Křeček 2006; Merot et al. 2006). Succesvol waterbeheer heeft daarom nood te weten welke moerastypen welke ecosysteemdiensten vervullen (Bullock & Acreman 2003). Een generalisatie van ecosysteemdiensten hangt af van de omvang, het type en de topologische positie van moerasgebieden. Op basis van deze kenmerken en hun historische ontginning onderscheiden we drie types moerasgebieden. Belangrijk hierbij is dat drooglegging van moerasgebieden voor ontginning van hun vruchtbare bodems al honderden jaren bestaat en zich samen met de technologische vooruitgang heeft voortgezet, wat een enorme impact heeft gehad op het voorkomen van moerassen.

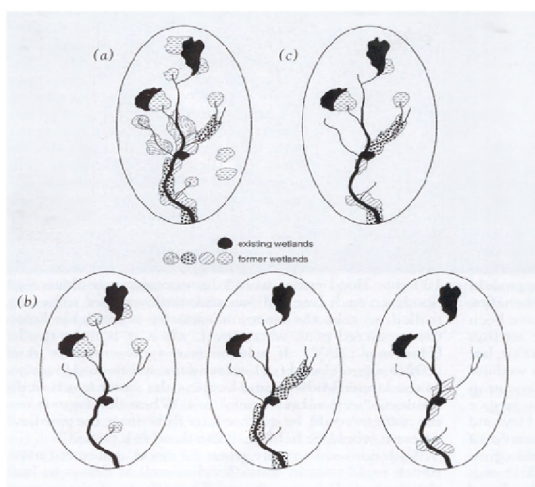
1. Bronmoerassen, gesitueerd in bovenstroomse depressies waren het gemakkelijkst te ontginnen. Spade en mankracht volstond om drainagegrachten te graven en bovenlopen uit te diepen. Vanwege hun topografische positie, is gravitationele drainage vrij gemakkelijk. De meeste van dergelijke gebieden werden dan ook al ontgonnen in de middeleeuwen, vaak door abdijen en kloosters. Deze bovenstroomse moerassen hebben echter specifieke kenmerken. Ze worden voornamelijk gevoed door regenwater en zijn zwak gebufferd. Dit maakt dat ze laagproductief zijn, maar door hun zure milieu wel in staat waren om enorme hoeveelheden organisch materiaal te accumuleren en uit te groeien tot hoogveen-ecosystemen. Dergelijke systemen werken als echte sponzen en zijn in staat om water vast te houden en bronbeken te voorzien van een stabiel basisdebiet (Haigh 2006; Holden & Burt 2003; Holden et al. 2004; Křeček 2006).. Door hun laagproductieve vegetatie, transpireren ze relatief weinig water tijdens perioden van droogte.

2. Een tweede type moeras zijn de bovenstroomse valleimoerassen. Deze komen voornamelijk voor aan samenvloeiingen van waterlopen, of waar valleien gekneld worden tussen landruggen. Deze smalle valleien zijn in staat om water tijdelijk te bergen en vertragen de piekdebieten naar benedenstrooms. Ze dragen zowel bij tot regulering van basisdebiet door het ophouden van grond en oppervlaktewater als tot het reguleren van piekdebieten bij extreme neerslag en bevorderen grondwateraanvulling naar diepere lagen (Bradley 2002; Merot et al. 2006). De watertafel in deze moerassen heeft seizoenale fluctuaties en is minder zuur door grondwatervoeding, wat toelaat om al meer productieve ecosystemen te hebben. Dergelijke moerassystemen werden in de 16de en 17de eeuw reeds ontgonnen door het graven van de typische leigrachten. Dergelijke leigrachten werden gegraven aan de randen van de vallei en hadden de functie om grondwater af te vangen. De zone tussen de leigracht en de oorspronkelijke waterloop werd vervolgens in gebruik genomen als hooiland. Later in de 18de eeuw, werden de eerste grootschalige rechtekkingen en normalisaties in middenlopen voltrokken.
3. Het derde type moerasgebied zijn de benedenstroomse moerassen. Dergelijke moerassen situeerden zich in brede valleien, vaak met een gevlochten waterlopensysteem. Dit specifiek type wetland kan beschouwd worden als 'deel van de rivier'. Het betreft een breed stuk ondiepe rivierbedding (vallei) dat doorstroomd wordt door ofwel de rivier ofwel de doorstroming van oude zijarmen van de rivier die nog in verbinding staan met de hoofdgeul en waar nog een beperkte stroming op staat. Typisch voor deze systemen is dat ze zichzelf reguleren in functie van de heersende debieten. Bij lagere debieten en waterpeilen zullen de macrofyten een grotere oppervlakte innemen en in hogere densiteiten voorkomen. Op deze manier vergroten ze de stromingsweerstand, vergroten ze de opvoerhoogte en reguleren ze aldus de verblijftijd van het water. Dit mechanisme maakt dat dergelijke systemen de verblijftijd vergroten en dus hun zuiveringsefficiëntie verhogen tijdens perioden van lage debieten. Omwille van het beperkt verval en de brede vallei, was het zeer moeilijk om dergelijke gebieden te ontginnen. Dergelijke gebieden kon men enkel ontginnen door het bouwen van dijken en pompgemalen. Dergelijke systemen zijn dus later ontgonnen en hadden wel eens te maken met dijkbreuken en overstromingen. Benedenstroomse moerassen hebben een permanente voeding met zowel oppervlakte water als grondwater en zijn door hun omvang in staat om enorme hoeveelheden water te bergen waarbij fijne sedimenten worden afgezet in het overstromingsgebied. Door hun omvang, hun voedselrijkdom en goed gebufferd karakter wordt een abundante en hoogproductieve vegetatie in de hand gewerkt. In perioden van bovenstroomse droogte, blijven dergelijke systemen veel water verdampen en dragen ze bij tot een vermindering van het basisdebiet benedenstrooms. Bedijkingen hebben deze cruciale ecosysteemdiensten vernietigd (en samen met verandering in bovenstrooms landgebruik) bijgedragen tot hogere en frequentere piekdebieten in de benedenstroomse gebieden die nog niet ontgonnen waren. Door deze verhoogde dynamiek (waterhoogte, stijgsnelheid), hebben deze gebieden een sterkere rol voor veiligheid, maar zijn hun andere ecosysteemdiensten achteruit gegaan (nutriëntenretentie, biodiversiteit). Door het keurslijf van

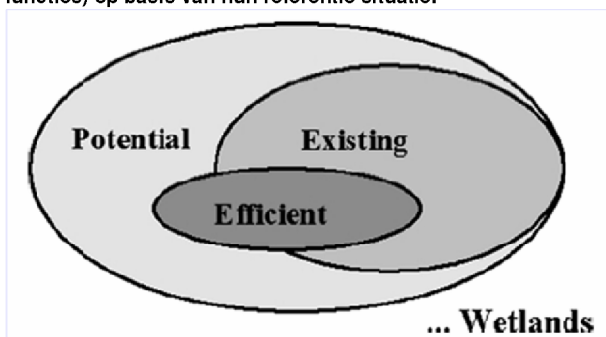
de bedijkingen en verdere inklinking van de valleigebieden komen de rivieren steeds hoger en hoger te liggen. De aanleg van brede winterbeddingen zou een compromis kunnen zijn tussen herstel van regulerende ecosysteemdiensten en landbouwproductie.

Het vereenvoudigde beeld dat we hier schetsen van een gradueel verlies van verschillende types van moerasgebieden toont aan dat het nodig is om verschillende typen moeras evenwichtig te herstellen en op bekvenschaal rekening te houden met hun verschillende regulerende ecosysteemdiensten (Fig. 1.2). Vaak wordt het functionele belang van natuur over het hoofd gezien (Fig. 1.3), zeker wat betreft de waarde

van verspreide, bovenstroomse gebiedjes voor retentie, infiltratie en zelfzuivering (Merot, 2006). Herstel van infiltratie in kleine bovenstroomse moerasgebieden kan bijvoorbeeld belangrijke regulerende diensten maximaliseren. Deze bronmoerassen zijn echter door hun ontginning sinds lang niet meer functioneel. Vaak zijn zelfs relictten van hun vroegere toestand verdwenen en is het moeilijk om draagvlak te vinden voor herstel van dergelijke gebieden.



Figuur 1.2: Verschillende configuraties voor herstel van verschillende typen waterrijke ecosystemen (en hun hydrologisch verschillende functies) op basis van hun referentie situatie.



Figuur 1.3: potentiële, bestaande en efficiënte moerasgebieden voor bepaalde regulatie functies (Merot, 2006).

3. HET CREDO 'VASTHOUDEN, BERGEN EN AFVOEREN' IN DE CONTEXT VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

3.1. Infiltratie – verdamping en afstroming van neerslag

Neerslag is een regionaal gegeven, alhoewel dit wel manipuleerbaar is door veranderingen in landgebruik op grote schaal. Maar ook het bodemtype en het verdampingspotentieel speelt een rol. Zo is de Kempen gekend als een regio die sneller opwarmt en afkoelt dan andere gebieden in Vlaanderen. Dit is te wijten aan de zandgrond die snel opwarmt en afkoelt. Ook de neerslag in de kuststreek kan sterk afwijken van deze in gemiddeld Vlaanderen. Dit is dan weer door de aanwezigheid van de Golfstroom. Neerslag kan zeer variabel zijn en het komt dus ook regelmatig voor dat er te veel of te weinig neerslag valt. Daarnaast is ook de temporele en spatiale variabiliteit van de neerslag een belangrijke factor.

Bij neerslag zijn er een aantal mogelijkheden:

1. Verdamping door interceptie van vegetatie
2. Ondiepe Infiltratie
3. Bodemverdamping
4. Afstroming - erosie
5. Evapotranspiratie door vegetatie
6. Diepe infiltratie

De verhouding van deze processen wordt deels bepaald door factoren waar we weinig vat op hebben zoals de temperatuur, zonnestraling, neerslagintensiteit, bodemgesteldheid, hellingsgraad. Maar voor een groot deel hebben we wel een invloed op deze processen. Bodembedekking en landgebruik hebben immers een grote invloed op de verhoudingen tussen verdamping, afstroming en infiltratie.

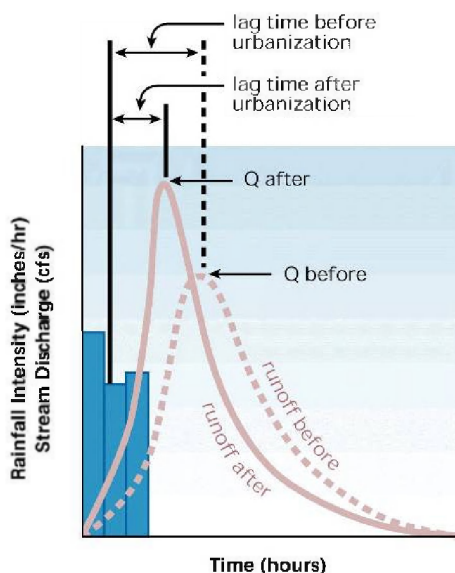
Infiltratie en verdamping liggen aan de basis van de hydrologische cyclus. Infiltratie verzekert ons van voldoende grond- en oppervlaktewater van goede kwaliteit. Eenmaal diep geïnfiltreerd in de bodem zal het water gedurende lange tijd langzaam zijn weg vervolgen naar diepere grondwaterlagen. De lange verblijftijden van grondwater maken dat pollutanten en nutriënten verwijderd worden door adsorptie, bodemchemische processen en microbiële denitrificatie processen. Een deel van dit grondwater zal terug aan de oppervlakte komen in kwelzones en zo bijdragen tot een stabiel en zuiver basisdebiet van onze waterlopen.

Het is duidelijk dat een verschuiving van infiltratie naar afstroming vele effecten heeft. In de eerste plaats draagt afstroming door zijn veel snellere afvoer bij tot extremere en frequentere overstromingen. In de tweede plaats betekent het ook een verlies aan basisdebiet, wat zich manifesteert in een hogere kans op lage waterstanden en in, door verminderde verdunning, daarmee geassocieerde waterkwaliteitsproblemen.

Maar ook landgebruik heeft zijn invloed op de balans tussen afstroming, verdamping en infiltratie. Vegetatie zal afstroming zeer sterk beperken. Dit kan infiltratie bevorderen tijdens perioden van hevige en langdurige neerslag. Maar vegetatie kan ook net infiltratie beperken tijdens perioden met matige neerslag. Door interceptie van het bladerdak van bossen, zal een groot deel van de neerslag opnieuw

verdampen. Tevens zal de vegetatie tijdens droge perioden water blijven opnemen uit de bodem. Dit zal ten koste gaan van watervorraden in de bodem, maar anderzijds ook zorgen voor afkoeling (en de daarmee gepaard gaande schade mitigeren).

Het effect van landgebruik van de hydrologie –en dus op de geassocieerde ecosysteemdiensten- kan geïllustreerd worden met een hydrogram (Fig. 1.4). Dit hydrogram toont het klassieke beeld van een situatie met een regenbui en het daaruit voortvloeiende debietsverloop in een waterloop. Als de afvloeiing sterk vergroot, zoals na urbanisatie, dan wordt de piek van het debiet in de waterloop veel groter en de tijd tussen het optreden van de regenbui en het optreden van een zeer hoge piek veel korter. Daarbij is ook de piek nog eens toegenomen.



Figuur 1.4: Rivier corridor herstel: principes, processen, en praktijk, 10/98, door Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG)

Bodemosie wordt enerzijds beïnvloed door de neerslagerosiviteit (bij fijne neerslag is er veel minder erosie dan bij harde regenbuien), en anderzijds door karakteristieken van de bodem zelf en fysieke karakteristieken als hellingsgraad, lengte etc. Ook de bodembedekking en de bodembewerking beïnvloeden infiltratie en afvloeiing en bijgevolg ook de bodemosie zelf. In sommige gebieden bvb (niet bij sterk geaccidenteed reliëf) worden, door loodrecht op de helling te ploegen, preferentiële stroombanen voor het afvoerwater en voor de sedimenten aangelegd, terwijl bij ploegen evenwijdig met de helling, er continu een drempel gecreëerd wordt voor dat sediment en het afvoerwater. Deze factoren kunnen wel beïnvloed worden. Het transport in de waterloop wordt ook beïnvloed. Zoals eerder vermeld, heeft de verhouding infiltratie en oppervlakkige afvoer een zeer grote invloed op het debiet van de waterloop. Ook de topografie, het lengteprofiel en de stabiliteit van de oevers hebben een invloed op het sedimentaanbod en sedimenttransport. De stabiliteit van de oevers is normaal in evenwicht met de stroomsnelheden en debieten die in een bepaald systeem aanwezig zijn. Er komt een vegetatie voor die zorgt voor stabiliteit van de oevers en aangroei van binnenbochten, om erosie op andere plaatsen te compenseren. Zo wordt een dynamisch evenwicht in stand gehouden. Als het

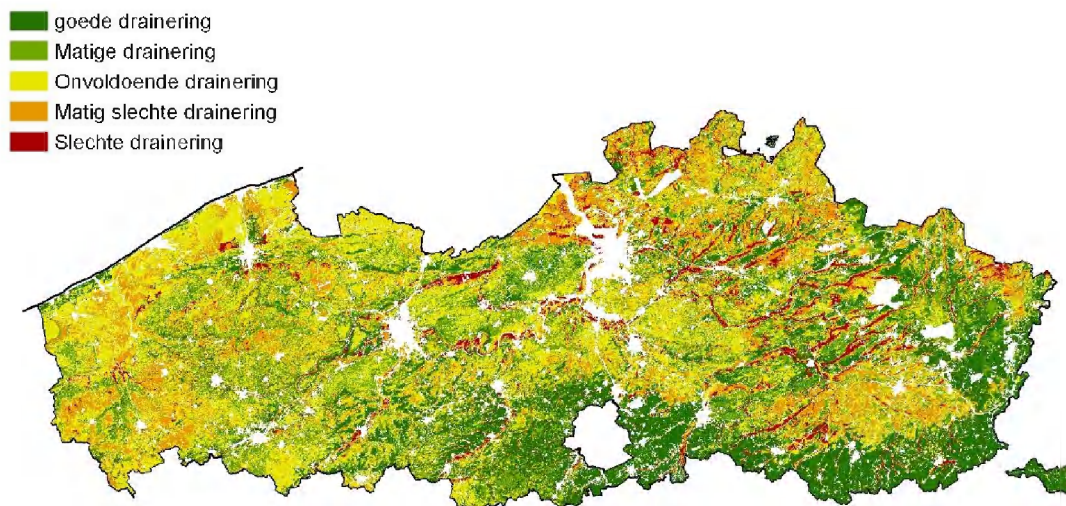
debiet van een waterloop toeneemt, dan vermindert de stabiliteit van die oevers. Dit is te wijten aan een grotere erosieve kracht van het water. Er treedt dan erosie op van de bedding en de oevers, waarbij een extra hoeveelheid sediment extra wordt afgevoerd. Door de toegenomen debieten in de waterloop is er ook een grotere transportcapaciteit van de waterloop. Hoe groter het debiet, hoe groter het sedimenttransport. In de waterloop zelf vindt sedimentatie plaats op luwere plaatsen of langsheen oevers en in overstromingsgebieden langs de benedenloop.

Interceptie speelt ook een belangrijke rol in de opbouw van het neerslagoverschot. Interceptie is het aandeel neerslag dat de grond niet bereikt omdat het opgevangen wordt door vegetatie en vrij snel terug verdampt. Hoe dichter en hoger de vegetatie, hoe meer interceptie en hoe meer er terug rechtstreeks verdampt. Dit proces speelt vooral een significante rol bij beperkte neerslag, waarbij het aandeel neerslag dat de bodem bereikt, verwaarloosbaar wordt.

Belangrijke factoren zijn dus de dekkingsgraad van het bladerdek (Leaf Area Index), de hoogte van de vegetatie en het groeiseizoen van dat bladerdek. Eiken vormen relatief laat een bladerdek in vergelijking met andere boomsoorten. Naaldbossen hebben dan weer een hoge interceptie en dit het gehele jaar door. Zo kan men voor verschillende vegetatietypen een interceptie-verdamping ranking maken.

De neerslag die de bodem bereikt kan dan infiltreren, afstromen of verdampen. De verhouding van deze processen hangt af van bodem, helling en vegetatie. Vegetatie heeft een belangrijke impact op de infiltratie omdat die de ruwheid van het terrein verhoogt, zodat afstroming en erosie quasi onmogelijk wordt. Ook zorgt de strooisellaag, het wortelstelsel en het bodemleven (regenwormen) voor een verhoogde porositeit van de bodem. De vegetatie zorgt op zichzelf dan weer voor transpiratie. Wat betreft de promotie van infiltratie en grondwateraanvulling (opbouw van neerslagoverschot), zijn vegetatietypen die aangepast zijn aan droge omstandigheden beter. Enerzijds omdat hun metabolisme een hogere water efficiëntie heeft en anderzijds omdat ze kunnen omgaan met droogtestress. De wortelstrategie van de vegetatie is daarbij van cruciaal belang. Berken en heide wortelen zeer ondiep maar bestrijken een groot oppervlak. Andere soorten hebben dan weer zeer diep reikende wortelstelsels die in staat zijn om het grondwater te bereiken. Andere soorten combineren dan weer beide strategieën. Dus zowel de plantspecifieke water efficiëntie, de mogelijkheid om transpiratie te beperken bij droogtestress en de wortelstrategie spelen een rol bij de mogelijke effecten van vegetatie op transpiratie. Een voorbeeld hiervan zijn de nefaste effecten van wijngaarden en eucalyptus plantages op de grondwatertafel in mediterrane gebieden – net omdat deze soorten diep wortelen – hebben zij geen droogtestress en zijn zij niet in staat om minder water te verdampen tijdens droge perioden. Men moet dus pogen om een gezonde balans te vinden tussen verhard oppervlak, bossen, grasland en akkers.

In verharde gebieden en akkergebieden kan men maatregelen treffen om de impact op infiltratie te beperken. Het water dat afstroomt, kan bij voorkeur terecht komen in lokale depressies in het landschap (colluvia) en alsnog infiltreren of verdampen. De aanwezigheid van een microreliëf kan de infiltratie verhogen in regio's waar de bodem weinig doorlaatbaar is. De aanwezigheid van ecologische infrastructuur zoals infiltratiepoelen, grasgangen, houtkanten... kan dus in belangrijke mate bijdragen tot een maximale infiltratie en is te verkiezen boven afvoer naar watervoerende waterlopen.



Figuur 1.5: Drainage in Vlaanderen. Op basis van de bodemkaart van Vlaanderen (OC-GIS, 2001) werd met behulp van de legende (Van Ranst et al. 2000) het drainagepotentieel in kaart gebracht en gereduceerd tot 5 categorieën. Voor de poldergebieden werd de conversiesleutel van de Vlaamse Landmaatschappij gebruikt .

Voor Vlaanderen kunnen we drainageklassen van de bodemkaart van Vlaanderen gebruiken als indicator voor het infiltratiepotentieel van de bodem (Fig. 1.5). Deze classificatie in categorieën mag echter niet rechtlijnig worden geïnterpreteerd en is afhankelijk van de bodemtextuur. Een goed gedraineerde zandgrond zal een lagere grondwaterstand hebben en meer water infiltreren dan een goed gedraineerde leemgrond. Hierbij dient tevens opgemerkt te worden dat deze drainageklassen werden opgesteld tussen 1947 en 1973 en dat deze sindsdien door menselijke ingrepen lokaal sterk veranderd kunnen zijn. Fig. 1.5 geeft echter een goed beeld van de infiltratiegradiënt in Vlaanderen.

3.2. Vasthouden van grondwater en oppervlaktewater

Vasthouden van water betekent ook vasthouden van gebiedseigen grond- en oppervlaktewater in bovenstroomse gebieden. Bovenstroomse alluviale gebieden op de bodemkaart konden vaak maanden blank staan en zijn ook nu nog herkenbaar door hun typische toponiemen. De vermelding van 'ven', 'meer', 'wad', 'goor', 'broek', 'donk' etc. – maken allen gewag van voormalig waterrijke gebieden. De meeste van deze plaatsen zijn in de laatste eeuw ontgonnen voor landbouw, populieteelt of bebouwing. Het toont aan dat vooral in bovenstrooms gebied er veel meer moerassen, vennen, en andere waterrijke gebieden waren dan men zou vermoeden.

Waterconservering in brongebieden, colluvia, vennen levert ons belangrijke ecosysteemdiensten.

1. Het heeft positieve effecten op koolstofvastlegging door de beperkte mineralisatie in deze natte en vaak ook zure ecosystemen.
2. Deze gebieden hebben een natuurlijke sponsfunctie en leveren water naar benedenstrooms gebied in perioden van droogte
3. Deze gebieden hebben een klimaatregulerend effect tijdens extreme klimatologische omstandigheden
4. Deze gebieden zijn in staat om water te bergen/vertragen tijdens perioden van extreme neerslag – gezamenlijk zorgen deze gebieden voor een afvlakking van de piekdebieten.

5. Deze gebieden zuiveren grond- en oppervlaktewater door denitrificatie en opslag van nutriënten in dode en levende biomassa – hierbij is zowel de omvang van de waterverzadigde zone als de hydraulische verblijftijd van belang.

Drainage van deze van nature natte gebieden leidt vanzelfsprekend tot omgekeerde effecten zoals CO₂-emmissies, verhoogde respons op neerslag, slechtere waterkwaliteit, (bijna) droogvallende bovenlopen, etc...

De bijna alomtegenwoordige ontwateringsgrachten en het genormaliseerde waterlopenstelsel hebben ertoe geleid dat freatische grondwaterpeilen gevoelig gedaald zijn sinds de Tweede Wereldoorlog – en dit zeker in de bovenstroomse gebieden. Dit proces werd vooral gedreven door een beleid dat zich richtte op maximale landbouwproductie en de ontginning van woeste gronden.

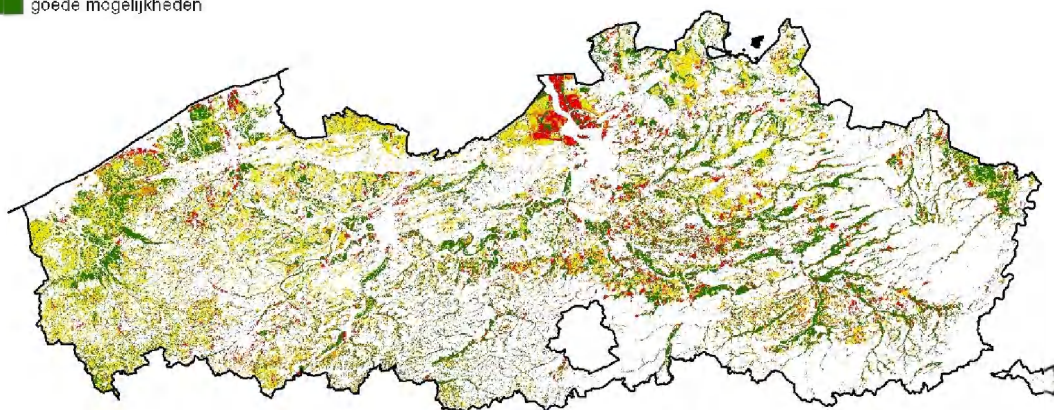
Van oudsher zijn waterrijke gebieden de laatste gebieden in het landschap die voor bewoning, industrie of landbouw ontgonnen zijn, omdat ze gedraineerd moeten worden om productief te kunnen zijn. Een effectieve drainage en een succesvolle verdediging tegen overstromingen zijn kostbaar.

Toch zijn er de laatste decennia op wereldschaal veel waterrijke gebieden ontgonnen onder druk van een expansiedrift van de mens. De erkenning van dit verlies wordt steeds groter. Waterrijke gebieden hebben een ongekende waarde voor de maatschappij. Waterrijke gebieden kunnen worden gebruikt als een goedkope, natuurlijke techniek voor waterzuivering bij steden en als passieve buffer van diffuse verontreiniging in landbouwgebieden alsmede om water op te vangen en langer binnen een gebied vast te houden. Een natuurlijk of aangelegd wetland kan als een buffer dienen voor geconcentreerd afvalwater dat gescheiden moet worden gehouden van oppervlaktewater dat schoon moet blijven voor multifunctioneel gebruik. Ook vanuit dit oogpunt is het van belang de resterende waterrijke gebieden te behouden.

Een voorbeeld hiervan is stikstof. De organische stikstofverbindingen worden door aërobe bacteriën in de bodem omgezet tot nitraat dat door de planten wordt opgenomen of door anaërobe bacteriën gedenitrificeerd tot stikstofgas dat naar de lucht diffundeert. Het water dat dan vanuit het wetland in het oppervlaktewater terecht komt, vormt geen belasting meer. De aanwezigheid van een strook waterrijke gebieden rond een agrarisch gebied kan op deze manier als bufferstrook dienen en de belasting naar het watersysteem aanzienlijk verminderen.

Legende

- geen mogelijkheden
- beperkte mogelijkheden
- mogelijkheden
- goede mogelijkheden



Figuur 1.6: Mogelijkheden voor het vasthouden van water in Vlaanderen.

In het kader van de Bekkenbeheerplannen van Vlaanderen (AMINAL, 2004) werd er een uitgebreide ruimtelijke analyse uitgevoerd. In deze analyse werd systematisch nagegaan waar van nature waterconservering mogelijk is (waterkansenkaart) en werd op basis van een sectorale analyse bekeken waar binnen deze gebieden waterconservering wenselijk is en welke gebieden hiervoor niet in aanmerking komen (praktische randvoorwaardenkaart). Door beide kaarten te combineren werd vervolgens een geschiktheidskaart bekomen. Het is deze geschiktheidskaart die vertaald werd tot een indicatorkaart voor waterconservering. Gebieden die als “goede mogelijkheden” worden aangegeven zijn gebieden waar effectief water kan worden geconserveerd zonder in conflict te komen met de verschillende maatschappelijke sectoren. De kaart geeft niet aan of dit ook effectief gebeurt. Gebieden die als “geen mogelijkheden” worden gecatalogeerd zijn gebieden die van nature wel water kunnen conserveren maar waar deze functie niet wenselijk is (bijvoorbeeld bebouwing en industrie). Witte gebieden bieden hydrologisch geen mogelijkheden (Fig. 1.6).

3.3. ‘Bergen’ van water en natuurlijke overstromingsgebieden

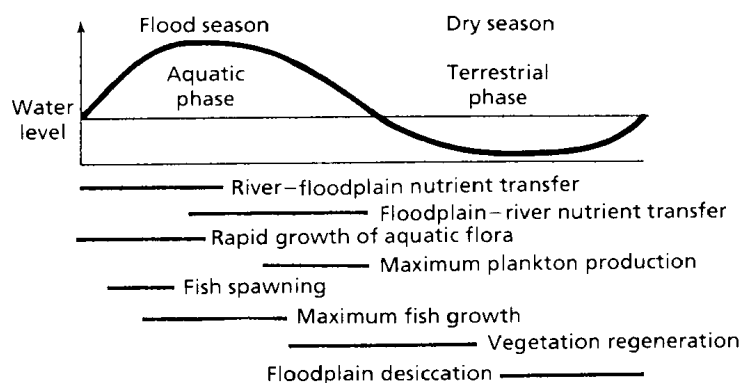
Het bergen van rivierwater in overstromingsgebieden bij piekdebieten is een zeer duidelijke ecosysteemdienst. Deze ecosysteemdienst werd in de laatste decennia echter gemaximaliseerd ten koste van andere ecosysteemdiensten. De teloorgang van het bovenstrooms vasthouden van water leidde ertoe dat de overstromingsproblematiek benedenstrooms steeds prangender werd. Om dit op te lossen werd ingezet op de combinatie van bedijkingen en de verbetering van overstromingsgebieden. Op basis van de terugkeerperiode kan het onderscheid gemaakt worden tussen piekberging en noodberging (van Bommel et al. 2002). Piekberging treedt op bij overstromingen veroorzaakt door een neerslagintensiteit met een bepaalde minimum terugkeerperiode (bijv. van jaarlijks tot 1/25 jaar) terwijl noodberging optreedt in zones die bij een hogere terugkeerperiode overstroomd worden (bijv. minder vaak dan 1/50 jaar). Veruit het grootste aandeel van de overstromingsgebieden fungeert als noodberging.

Wat betreft de 'ecosysteemdiensten' van noodberging en piekberging kunnen we stellen dat de ecosysteemdienst veiligheid compatibel is met deze van landbouwproductie. De frequentie en omvang van de schade aan landbouw is marginaal aan de baten van verminderd overstromingsrisico benedenstrooms (De Nocker et al. 2004).

Frequent overstromde overstromingsgebieden met een primaire natuurfunctie kunnen echter nog vele andere ESD leveren (o.a. veiligheid, denitrificatie, retentie van sediment en nutriënten, koolstofopslag en bodemontwikkeling).

Strikt vanuit veiligheid wordt het geleidelijk overstroomd gezien als weinig efficiënt, aangezien het beter is het volledige volume van het overstromingsgebieden te behouden tot kritische waterpeilen zijn bereikt. Op grote schaal en vooral in middenstrooms gebied, levert dit toch belangrijke baten op naar veiligheid in vergelijking met noodberging benedenstrooms. Dit is voornamelijk omdat er bovenstrooms minder noodzaak is aan technische infrastructuur omwille van een natuurlijke begrenzing van het overstromingsgebied.

De specifieke ecosysteemdiensten van een individueel 'semi-natuurlijk' overstromingsgebied hangen af van vele factoren. Men kan overstromingsgebieden niet generaliseren, maar men moet zowel de specifieke interacties tussen bovenstrooms en benedenstrooms gebied als de interactie tussen rivier en vallei beschouwen.

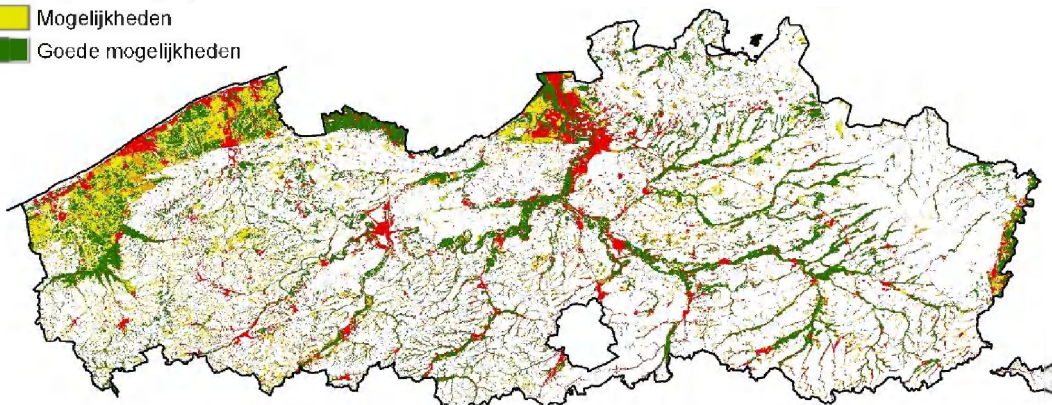


Figuur 1.7: Flood-Pulse concept (Junk et al. 2003.)

Het flood-pulse concept van Junk et al. (2003) illustreert zeer duidelijk welke fases zich jaarlijks voordoen in rivier-vallei ecosystemen (Fig. 1.7). Nutriënten en sedimenten worden afgezet in de vallei tijdens winterse overstromingen. Tijdens de lente spoelen deze deels terug naar de rivier en stimuleren deze de primaire productie in de waterloop. In de poelen en zijbeken van het overstromde valleigebied kunnen vissen paaien. Wanneer het water terugtrekt zal de biomassa ontwikkeling in het valleigebied zich maximaliseren en kunnen juveniele vissen opgroeien in de poelen en zijbeken. Via simulaties toonde men bovendien aan dat bij natuurlijke infiltratie na overstroming - dus niet via uitlaatkleppen - denitrificatie 100 % bedraagt omwille van het specifieke proces van poelvorming (Gergel, 2005). De aanwezigheid van vegetatie, microreliëf en topografische gradiënten in het overstromingsgebied bevordert denitrificatie.

Legende

- Geen mogelijkheden
- Beperkte mogelijkheden
- Mogelijkheden
- Goede mogelijkheden



Figuur 1.8: Mogelijkheden voor het bergen van water in Vlaanderen.

In het kader van de Bekkenbeheerplannen van Vlaanderen (AMINAL, 2004) werd er een uitgebreide ruimtelijke analyse uitgevoerd. In deze analyse werd systematisch nagegaan waar van nature waterberging mogelijk is (waterkansenkaart) en werd op basis van een sectorale analyse bekeken waar binnen deze gebieden waterberging wenselijk en welke gebieden hiervoor niet in aanmerking komen (praktische randvoorwaardenkaart). Door beide kaarten te combineren werd vervolgens een geschiktheidskaart bekomen. Het is deze geschiktheidskaart die vertaald werd tot indicatorkaart voor waterconserving. Gebieden die als “goede mogelijkheden” worden aangegeven zijn gebieden waar effectief water kan worden geborgen zonder in conflict te komen met de verschillende maatschappelijke sectoren. De kaart geeft niet aan of dit ook effectief gebeurt. Gebieden die als “geen mogelijkheden” worden gecatalogeerd zijn gebieden die van nature wel water kunnen bergen maar waar deze functie niet wenselijk is (bijvoorbeeld vanwege bebouwing en industrie). Witte gebieden bieden hydrologisch geen mogelijkheden (Fig. 1.8).

3.4. ‘Afvoeren’ van water en rivierherstel

De tijd dat waterlopen rechtgetrokken en genormaliseerd werden om afvoer en drainage te maximaliseren, ligt een hele tijd achter ons. Het onnodig of te snel afvoeren van water is immers één van de belangrijkste redenen voor extreme en ongewenste overstromingen in benedenstrooms gebied. De waterlopen zelf bergen een enorme hoeveelheid water. Het rechte trekken van waterlopen leidt enerzijds tot een verkorting van de lengte van de waterlopen en anderzijds tot een verhoging van de verhanglijn (afstand/hogteverschil).

Dijkaanleg verhindert de overstromingen, zodat sedimentdeposities niet meer mogelijk zijn. Het gevolg is een grotere vracht van sediment naar de benedenstroomse gebieden zoals estuaria. Hier vindt dan een grote sedimentatie plaats. Een belangrijk voorbeeld is het sediment in de toegangseulen tot de sluisen - plaatsen waar weinig stroming is.

In tegenstelling tot wat vaak wordt aangenomen, is het niet zo dat hoger gesitueerde ingrepen enkel stroomafwaarts effecten hebben. Op een bepaalde plaats wordt een stuk rechtgetrokken, zodat het verval van de rivier sterk vergroot. Ten gevolge van dat vergroot verval, neemt de stroomsnelheid bovenstrooms van dat punt toe. Deze verhoogde stroomsnelheid heeft op haar beurt tot gevolg dat daar een veel grotere erosie kan optreden waardoor de waterloop zich dieper kan insnijden in de vallei. Insnijding gaat gepaard met productie van een hoeveelheid bodemmateriaal die door de grotere stroomsnelheden meegevoerd wordt en die uit het rechtgetrokken stuk zal verdwijnen. Verder stroomafwaarts zal op een bepaald punt het verval kleiner zijn, zodat de stroomsnelheid vermindert en bijgevolg sedimentatie van het materiaal plaatsvindt. Dit betekent dat het volume van de waterloop verkleint en de komberging kleiner wordt. Als er een groot volume water komt, zal het risico op overstroming in dat gebied toenemen. Als in het bovenstrooms gebied een insnijding ontstaat, daalt de gemiddelde watertafel van de rivier, en zal de gemiddelde grondwatertafel in de omliggende gebieden zich aan dat systeem aanpassen. In het gebied bovenstrooms van een rechtekking vindt bijgevolg verdroging plaats. Benedenstrooms ontstaat het omgekeerde effect, maar daar worden meestal maatregelen genomen om dat tegen te gaan. Het is belangrijk dat er rekening wordt gehouden met de doorwerking van ingrepen benedenstrooms in het totale systeem.

De sedimentaanvoer en bedijkingen zorgen algemeen voor grote problemen. Onder normale omstandigheden heeft een riviersysteem geen dijken, maar wel een aansluitend overstromingsgebied. Bij hoge waterstanden loopt het water over in de overstromingsgebieden en wordt het sediment afgezet. Maar sinds honderden jaren bouwt men dijken langs de rivier waardoor die overstromingen niet meer, of veel minder, optreden. Het sediment kan het overstromingsgebied niet meer bereiken en zet zich preferentieel in de waterloop zelf af. Ten gevolge hiervan stijgt stapsgewijs het niveau van de waterbodem en uiteraard stijgt ook de waterstand. Daarop wordt gereageerd met de dijken opnieuw te verhogen en de rivier zal opnieuw zijn sediment afzetten op de bedding. De waterbedding zal opnieuw stijgen. Men krijgt situaties waarbij de bodem van de waterloop boven de omliggende vallei uitkomt. Op dat moment is uiteraard het gevolg van een overstroming bijzonder dramatisch.

De grote overstromingen langs de Rijn waren het gevolg van bovenvermelde opeenvolging van verschijnselen. Niet dat de bedding van de Rijn daar op bepaalde plaatsen boven het polderniveau gekomen is, maar in ieder geval stroomt de rivier al in belangrijke mate boven zijn valleigebied.

Bij de Gele rivier in China rust op bepaalde plaatsen de bodem van de rivier boven de vallei met grote gevolgen bij overstromingen. Dit heeft ook nevenconsequenties. Als de rivier hoger stroomt dan zijn vroegere overstromingsgebied kan de afwatering niet meer gravitair gebeuren. De afwatering moet dan machinaal gebeuren, en dat is uiteraard een erg dure operatie.

Er is steeds meer aandacht voor rivierherstel omdat meer en meer duidelijk wordt dat de fysische en biochemische processen van natuurlijke waterlopen belangrijke ecosysteemdiensten leveren.

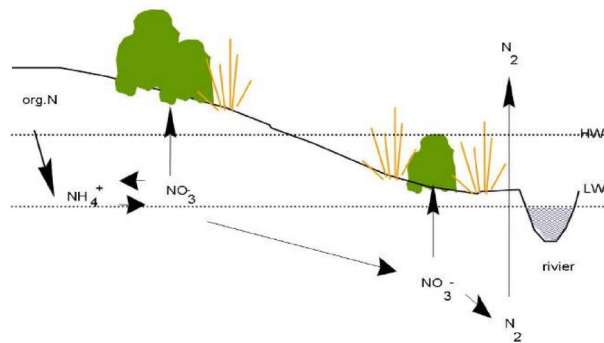
4. RIVIERHERSTEL EN MAXIMALISEREN VAN ECOSYSTEEMDIENSTEN

Het is een gegeven dat men op vele plaatsen overstromingsgebieden en moerassen niet zomaar kan herstellen omwille van andere ecosysteemdiensten (landbouw, recreatie, bebouwing). Maar ook in de

waterloop en oeverzones zelf kan men een hoop ecosysteemdiensten herstellen op een relatief beperkte oppervlakte.

4.1. Oeverzones

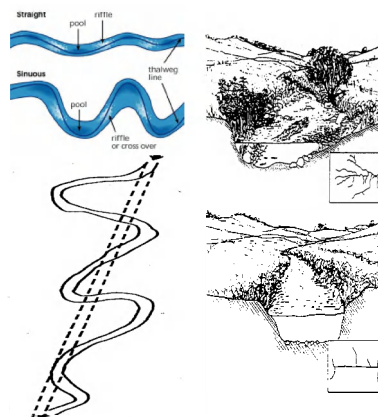
Bufferstroken en grasgangen beschermen tegen rechtstreekse inspoeling van sediment en meststoffen naar de waterloop. De aanleg van plas-dras oeverzones heeft nog bijkomende ecosysteemdiensten. Denitrificatie is zeer effectief in deze zones, omwille van de waterverzadiging en de aanwezigheid van hoogwaardig substraat (koolstof). Dergelijke plas-dras zones kunnen tevens fungeren als winterbedding. De verblijftijd van zowel grondwater (naar rivier toe) als oppervlaktewater (parallel aan de waterloop) bepaalt de denitrificatie (Fig. 1.9).



Figuur 1.9: omzettingen van stikstof in een oeverzone

4.2. Hermeandering

Hermeandering zorgt voor een toename van het watervolume (berging) in de waterloop en verlaagt de verhanglijn (hoogteverschil per lengte-eenheid waterloop) waardoor er een hogere opstuwing gebeurt voor eenzelfde debiet (vernating) (Fig. 1.10). Actieve meandering beperkt het sedimenttransport door zeer lokale erosie (buitenbocht) en sedimentatie (binnenbochten) patronen. Actieve meandering zorgt ook voor begraving van organisch materiaal in de binnenbochten – dit zijn mogelijk ook zeer actieve denitrificatiezones. Hermeandering bevordert de hydraulische verblijftijd en alle zelfzuiverende processen die daarmee samenhangen (o.a. denitrificatie in waterbodems).

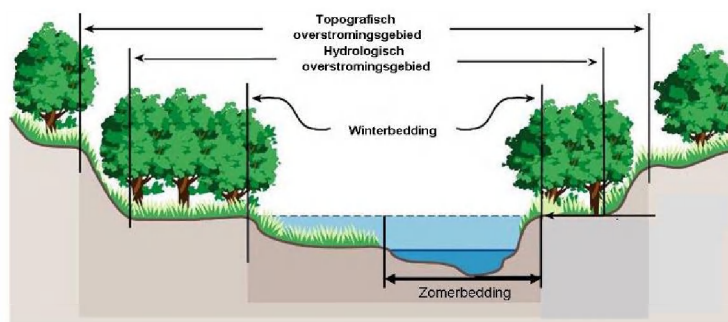


Figuur 1.10: Hermeandering van waterlopen

Rivieren streven naar een evenwichtsmorfologie die afhankelijk is van debiet, verval, aard en hoeveelheid sedimentlading. Rivierherstel dient hiermee rekening te houden: een 'herstelde' rivier zou, in de mate van het mogelijke, een evenwichtsvorm moeten hebben (Van Liefferinge et al 2002). Enkel het historisch trace reconstrueren is dus uit den boze.

4.3. Zomer – winterbedding

De keuze voor het aanleggen van een zomer- en winterbedding is een goed compromis in valleien waar vrije overstromingen niet meer mogelijk zijn en waar natuurlijke zelfzuiverende processen terug een kans krijgen (sedimentretentie, koolstofsequestratie, waterberging, denitrificatie). Afhankelijk van de breedte, kan er een belangrijke berging gerealiseerd worden (Fig. 1.11). Daarnaast kunnen plasdras zones zich ontwikkelen en kan er vrije meandering binnen de meandergordel plaatsvinden (C-opslag, denitrificatie, begraving FePO_4).



Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices, 16/98, by the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).

Figuur 1.11: zomer en winterbedding als alternatief voor bakprofiel van genormaliseerde waterlopen.

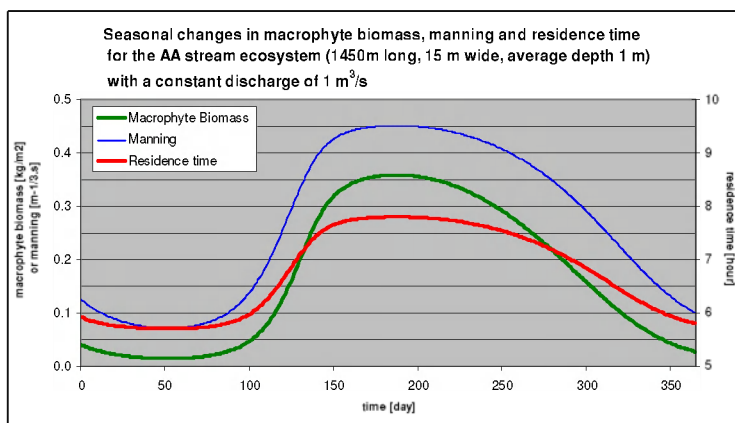
4.4. Vrije ontwikkeling van waterplanten als zelfregulerend proces

De meeste waterplanten ontwikkelen zich in stromende wateren onder de vorm van patches. Dergelijke groeivormen vertonen zelforganiserende patronen die mogelijk belangrijke ecosysteemdiensten leveren. Door hun groei vergroten ze de stromingsweerstand, waardoor waterpeilen opgestuwd worden. Groei van macrofyten wordt in de eerste plaats bevorderd door zonlicht en temperatuur maar ook door eutrofie en lage debieten. Dergelijke omstandigheden van lage debieten en hoge nutriëntenbelasting bevorderen de groei van macrofyten. Er ontstaat dus een natuurlijke terugkoppeling die ervoor zorgt dat water wordt opgehouden bij aanhoudende lage debieten. Op deze manier wordt water vastgehouden in de aanloop naar kritisch lage debieten (Fig. 1.12). Door de verhoogde waterpeilen en lagere debieten, neemt de verblijftijd van het oppervlaktewater toe en worden zelfzuiverende processen zoals denitrificatie en sedimentatie bevorderd. Door de waterpeilstijging neemt de drainerende capaciteit van de waterloop af en wordt denitrificatie en opname van nutriënten door planten bevorderd – enerzijds door een grotere waterverzadigde zone en anderzijds door langere verblijftijden.

De groei van de macrofytenpatch is in principe in de lengte gelimiteerd door de nutriëntenbeschikbaarheid. Aan het begin van de patch zijn er meer nutriënten beschikbaar dan achteraan de patch. De patch is in staat om aan sediment geadsorbeerde nutriënten te vangen door sedimentatie in de patch. De breedte van de patch is gelimiteerd door de stroomsnelheid. Door de groei van verschillende patches, neemt de stroomsnelheid tussen de patches toe tot op een punt dat vestiging van nieuwe scheuten onmogelijk wordt. Naast de patch schuurt zich een stromingspad uit. In de patch vindt sedimentatie plaats waardoor deze ondieper wordt en doen zich intense biochemische processen voor die ondersteund worden door een diverse macrobiotische fauna. Dergelijke processen zijn dus bevorderlijk voor de structuurdiversiteit, biodiversiteit en de nutriëntencyclering.

Niettemin kan de ontwikkeling van macrofyten leiden tot problemen met afvoer van water. Door een teveel aan nutriënten, een structurele overdimensionering en een initieel gebrek aan structuurdiversiteit ontwikkelen dergelijke patches zich at random en worden ze niet gelimiteerd door stroomsnelheden tussen patches noch door nutriëntenbeschikbaarheid. Fosfaat zou limiterend moeten zijn, maar is het niet omwille van de hoge concentraties. Er zijn immers geen differentiërende factoren voor vegetatie-ontwikkeling. Er zullen zich geen preferentiële stroompaden ontwikkelen en de rivier wordt op den duur geblokkeerd door een enorme massa waterplanten. Bij zomerstormen doet zich in dat geval een afvoerprobleem voor en kunnen lokale ongewenste overstromingen zich voordoen.

Daarnaast zal dit fenomeen net bevorderd worden waar waterlopen landbouwgebieden doorkruisen en overstromingen ongewenst zijn. In dergelijke gebieden zijn waterlopen structureel rechtgetrokken en overgedimensioneerd (lage stroomsnelheden), is er een continue toevoer van nutriënten door drainagewater van het landbouwgebied en is er veel zonlicht door de afwezigheid van hoge oeverbegroeiing. Vanuit een systeemperspectief probeert macrofytenontwikkeling enkel natuurlijke evenwichten te herstellen (nutriëntenverwijdering, waterretentie).



Figuur 1.12: Effect van macrofyten (biomassa) op de stromingsweerstand en hydraulische verblijftijd doorheen het jaar

Omwille van deze problemen wordt vaak overgegaan tot kruidruiming. Dit heeft echter adverse effecten. Door kruidruiming worden soorten bevorderd die snel regenereren (oa door hun wortelstelsel). Dergelijke soorten hebben de neiging sneller en dichter te groeien en op termijn de problematiek te verergeren. De soortensamenstelling bepaalt immers voor een groot deel de non-

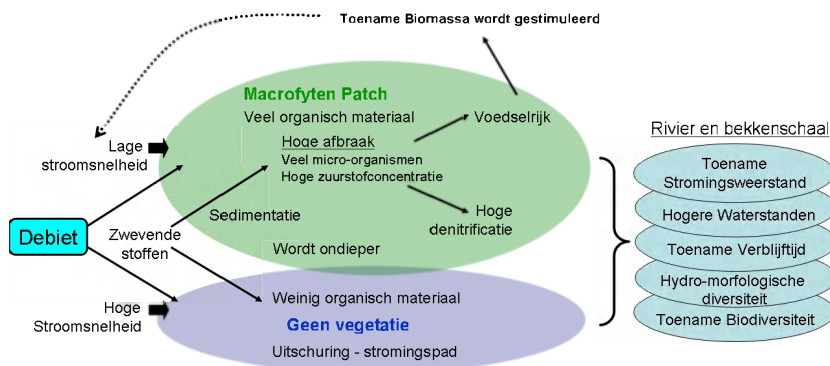
lineariteit van de stromingsweerstand in functie van de stroomsnelheid. Emergente soorten (die boven het wateroppervlak uitsteken) vertonen een sterk stijgende stromingsweerstand bij stijgende stroomsnelheid (debiet). Deze niet-lineaire relatie is in veel mindere mate aanwezig bij submerse soorten (die onderwater blijven) en drijvende soorten. Bij hogere stroomsnelheden worden ze platgedrukt tegen de waterbodem of breken hun stengels. Het spreekt voor zich dat net deze soorten zwaar lijden onder kruidruiming en omdat ze minder robust zijn.

De oplossing ligt deels in het maaien in blokpatronen, waardoor zich een stroompad kan ontwikkelen. Het creëren van structuurdiversiteit (hermeandering, installeren van een zomer en winterbedding) zal echter een meer duurzame en goedkopere oplossing zijn dan dergelijke complexe maipatronen. Indien men consequent dezelfde blokmaaipatronen zou aanhouden, ontwikkelt zich op lange termijn immers een spontane hermeandering.

Indirect hebben dus zowel lage debieten als een verhoogde nutriënteninput een invloed op de groei van macrofyten. Tijdens perioden van laag en constant debiet, kunnen macrofyten zich maximaal ontwikkelen en fungeren ze als een natuurlijk retentie mechanisme. Door hun groei vergroten ze de stromingsweerstand en verhogen ze de opvoerhoogte van het rivierwater. Zo verlagen ze de drainage door de rivier en zal de impact van droogte op landbouw en natuur verminderen. Gezien de voorspelde toename van lage debieten door klimaatverandering is het in de toekomst wellicht af te wegen of men schade riskeert door overstromingen, dan wel door aanhoudende droogte. De retentie-effecten voor sedimenten en nutriënten op bekkenschaal door algemene waterpeilverhogingen zijn aanzienlijk. De zelfzuiverende eigenschappen worden op verschillende manieren bevorderd (Fig. 1.13).

- De opname van nutriënten door de waterplanten gebeurt op een moment dat benedenstroomse ecosystemen gevoelig zijn voor eutrofiëring en daarmee gepaarde algengroei.
- Afbraak van organisch materiaal van de dode planten gebeurt voornamelijk in de lente omdat er dan meer macro-invertebraten actief zijn. Er zijn ook verschillen in afbraaksnelheid tussen macrofytensoorten. Snelle afbraak kan snelle groei in de lente bevorderen.
- Verwijdering van waterplanten door kruidruiming op het einde van het groeiseizoen zal de vrijstelling van nutriënten in de lente verminderen.
- De bevordering van sedimentatie, biochemische omzettingen en denitrificatie in de patch zelf.
- Toename van de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater door fotosynthese van de waterplanten – dit bevordert potentiëel denitrificatie door versterking van de gradiënt tussen zuurstofrijk oppervlaktewater en zuurstofarme condities in de oeverzones en de waterbodem. Deze verhoogde zuurstofbeschikbaarheid zal ook de microbiële degradatie van organisch materiaal verhogen.
- Een betere zuurstofhuishouding heeft een positieve invloed op de bentische fauna, zowel naar omvang als naar diversiteit. Hun aanwezigheid in de slibrijke macrofytenpatches en oeverzones zorgen voor een verhoogd contactoppervlak voor denitrificatie door bioturbatie (graven van gangen).
- De bevordering van denitrificatie in waterbodems door de verhoogde hydraulische verblijftijd.

- Een toename van de oppervlakte aan waterverzadigde zones (oevers, zijbeken, vallei) door opstuwing van grondwater.
- Een toename van de verblijftijd van grondwater in dergelijke zones, door de verminderde drainagepotentiaal.

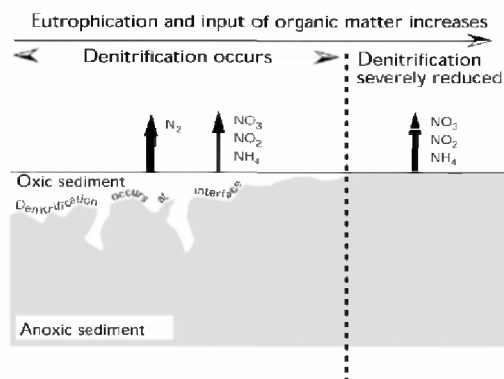


Figuur 1.13: Interacties van macrofytenvegetaties met hydrologie en nutriëntenhuishouding

4.5. Bevordering van ecosysteemdiensten door een verbeterde ecologische kwaliteit

Alle vormen van rivierherstel zijn tevens bevorderlijk voor de ecologische kwaliteit van het leven in de waterbodem. Dit kan bijvoorbeeld belangrijke secundaire effecten hebben op zelfregulerende processen.

Denitrificatie vindt namelijk ook plaats in waterbodems van rivieren en vooral in de overgangszone tussen anoxische sedimenten en het zuurstofrijk oppervlaktewater. Door de aanwezigheid van stromend water en de hoge menging is er wel een fundamenteel verschil tussen waterbodems van rivieren en de waterbodems van meren en moerassen. De zuurstofdiffusie in de waterbodem hangt af van de biologische activiteit in de bodem, het gehalte aan organisch materiaal en de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater. Macro-invertebraten in de sedimenten bevorderen het contactoppervlak tussen anoxisch sediment en oxisch oppervlaktewater door het graven van gangen en het verhogen van de porositeit van de waterbodem. Schattingen van denitrificatie in rivierbeddingen variëren sterk. Deze variatie hangt af van de nitraat- en zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater en de aanwezigheid van een gezonde sliblaag met veel macro-invertebraten (een goede biotische index). Indien er aan beide voorwaarden voldaan is, kan men uitgaan van een goede denitrificatie (Fig. 1.14).



Figuur 1.14: Denitrificatie in riviersedimenten en illustratie van de eutroficatie-drempel (Norberg, 1999).

Een ander voorbeeld is **mitigatie van klimatologische extremen door verdamping**. Verdamping en vooral transpiratie door vegetatie heeft een regulerend effect op het lokaal klimaat. Verdamping is immers omzetting van zonne-energie en heeft een verkoelend effect op de omgeving tijdens perioden van hoge zonne-energie. Anderzijds zal de vochtige lucht tijdens de nacht verhoogde condensatie tot gevolg hebben, waarbij warmte vrijkomt, en koelt de omgeving dus minder snel af. Dit effect speelt bijvoorbeeld niet in woestijngebieden, waarbij het temperatuurverschil tussen dag en nacht zeer hoog kan oplopen. De rol van vegetatie is dus belangrijk. Een gebied dat niet genoeg kan verdampen zal dus kwetsbaarder zijn voor de effecten van een hittegolf – met mogelijk gewasschade en sterfgevallen. Stedelijke gebieden, maar ook grootschalige landbouwgebieden warmer dus sneller en sterker op dan gebieden met moerassen en bossen.

Als derde belangrijk voorbeeld bespreken we de **verbetering van de kwaliteit en aanvoer van water voor antropogeen gebruik**. De belangrijkste functie van het hydrologisch systeem is wellicht de verzekering van voldoende zuiver water voor irrigatie, drinkwater, proceswater, recreatie, scheepvaart. Deze ecosysteemdienst staat zwaar onder druk door ingrepen die de voorraden grondwater en/of oppervlaktewater aantasten. Deze aantasting gebeurt zowel door verminderde aanvulling als door verhoogde onttrekking van grondwater. Grondwater en oppervlaktewater hangen sterk samen omdat de oppervlaktewateren voor een belangrijk deel gevoed worden door grondwater. Dit aandeel is des te belangrijker tijdens droge perioden. Verminderde aanvulling van grondwater is deels te wijten aan de toenemende afstroming van neerslagwater ten koste van infiltratie. Daarnaast is er ook een verhoogde drainage door een netwerk van ontwateringsgrachten en genormaliseerde waterlopen. Om dit te illustreren: Vlaanderen heeft een oppervlakte van 13521 km². We gebruiken ongeveer 400 miljoen m³ leidingwater. Uitgedrukt in waterhoogte per vierkante meter komt dit overeen met slechts 3 cm water per m² per jaar. We onttrekken jaarlijks uit het albertkanaal alleen al ongeveer 157 miljoen m³ water, terwijl dit een bron is die uiterst kwetsbaar is voor watertekorten (door droogte of calamiteiten).

5. CONCLUSIES

De meeste stroombekkens in Vlaanderen hebben een sterk verstoord hydrologisch systeem en zijn ver verwijderd van hun potentieel natuurlijke toestand. Drainage van moerasgebieden voor landbouw,

rechttrekking en kanalisatie van waterlopen voor scheepvaart en landbouw, verlies aan infiltratie door bebouwing en verharde oppervlakte, indijken van overstromingsgebieden etc...

Veel problemen in het waterbeheer hebben hun oorsprong in ondoordachte keuzes aangaande ruimtelijke planning. Recente (na-oorlogse) landgebruikspatronen houden zelden rekening met het fysische systeem en conflicteren met de natuurlijke waterhuishouding. Al te vaak worden hydrologische ingrepen gebruikt om bepaalde vormen van landgebruik mogelijk te maken op plaatsen die hydrofysisch gezien weinig geschikt zijn. De totale kosten (langere termijn en bekkenschaal) van deze hydrotechnische ingrepen om incompatibele functies te handhaven, worden zelden tegenover de winst gesteld die er op korte termijn wordt mee behaald. Een functionele benadering van landgebruiksvormen en hun impact op het watersysteem zou leiden tot meer consistente ruimtelijke patronen en een efficiënter waterbeheer dat niet langer gericht is op het controleren en tegenwerken van natuurlijke fluxen en regimes.

Deze veranderingen hebben naast de baten voor economische ontwikkeling ook hun impact gehad op de vele verborgen ecosysteemdiensten. De prijs die we daarvoor betalen wordt slechts langzaamaan duidelijk. Overstromingen, watertekorten, erosie, verlies aan biodiversiteit, eutrofiëring zijn tekenen dat de regulatie van hydrologische extremen sterk aangetast is. We worden meer en meer afhankelijk van dure technische maatregelen om deze regulatiefuncties te vervangen.

Echter, de huidige evolutie naar integraal waterbeheer met benaderingen vanuit bekkenschaal en met principes die aansluiten bij de natuurlijke ontwikkeling van boven- en benedenstroomse ecosysteemprocessen eerder dan deze tegen te werken, houdt een grote complementariteit in voor de ecosysteemdiensten. Zo goed als alle ecosysteemdiensten hangen in meer of mindere mate samen met het natuurlijk evenwicht van de hydrologische cyclus, maar in het bijzonder voor de zuiverende functies en het vermijden van schade gelinkt met neerslag, erosie en verstromingen zijn er belangrijke lange-termijn winsten te boeken uit herstelmaatregelen, zowel wat betreft infiltratiegebieden, intermediaire wetlands en kwelzones als benedenstroomse moerassen en rivierhabitats en het bijsturen van landgebruiksvormen over de hele hydrologische gradiënt.

6. LITERATUUR

- AMINAL (2004), Methodologie voor het opmaken van bekkenbeheerplannen, AMINAL, afdeling Water.
- Bond, B. (2003). "Hydrology and ecology meet - and the meeting is good." *Hydrological Processes* 17(10): 2087-2089.
- Boon, P. J. (1992). Essential elements in the case for river restoration. *River Conservation and Management*. P. C. G. E. P. P.J. Boon. Chichester, UK, John Wiley & Sons Ltd: pp. 10-33.
- Bradley, C. (2002). "Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, Narborough Bog, UK." *Journal of Hydrology* 261(1-4): 150-172.
- Bullock, A. and Acreman, M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(3): 358-389
- De Nocker, L.; Broekx, S. et al. (2004). Maatschappelijke KostenBatenAnalyse veiligheid tegen overstromen in het Schelde-estuarium: conclusies op hoofdlijnen. VITO/Tijdelijke Vereniging RA-IMDC: [S.l.]. II, 92 pp.
- Falkenmark, M., L. Gottschalk, et al. (2004). "Towards integrated catchment management: Increasing the dialogue between scientists, policy-makers and stakeholders." *International Journal of Water Resources Development* 20(3): 297-309.
- Gergel, S. E., S. R. Carpenter, et al. (2005). "Do dams and levees impact nitrogen cycling? Simulating the effects of flood alterations on floodplain denitrification." *Global Change Biology* 11(8): 1352-1367.
- Haigh, M. (2006). *Environmental Change in Headwater Peat Wetlands*, UK.
- Holden, J. and T. P. Burt (2003). "Hydraulic conductivity in upland blanket peat: measurement and variability." *Hydrological Processes* 17(6): 1227-1237.

- Holden, J., P. J. Chapman, et al. (2004). "Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration." *Progress in Physical Geography* 28(1): 95-123.
- Jungwirth, M., S. Muhar, et al. (2002). "Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes." *Freshwater Biology* 47(4): 867-887.
- Junk, W. J. W., K. M. (2003). *The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update*. Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Phnom Penh, Cambodia, Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Křeček, J. (2006). *Environmental Role of Wetlands in Headwaters*, Springer
- McDonald, A., S. N. Lane, et al. (2004). "Rivers of dreams: on the gulf between theoretical and practical aspects of an upland river restoration." *Transactions of the Institute of British Geographers* 29(3): 257-281.
- Merot, P., L. Hubert-Moy, et al. (2006). "A Method for Improving the Management of Controversial Wetland." *Environmental Management* 37(2): 258-270.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink (2000). "The value of wetlands: importance of scale and landscape setting." *Ecological Economics* 35(1): 25-33.
- OC-GIS (2001), *Bodemkaart van Vlaanderen*, Agentschap voor Geografische Informatie Vlaanderen. Van Ranst, E. en C. Sys (2000). *Eenduidige legende voor de digitale Bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1:20 000)*. Gent, Laboratorium voor Bodemkunde, Krijgslaan 281/S8, 9000 Gent.
- Palmer, M. A., E. S. Bernhardt, et al. (2005). "Standards for ecologically successful river restoration." *Journal of Applied Ecology* 42(2): 208-217.
- Pedroli, B., G. de Blust, et al. (2002). "Setting targets in strategies for river restoration." *Landscape Ecology* 17(0): 5-18.
- Ripl, W. (1995). "Management of Water Cycle and Energy-Flow for Ecosystem Control - the Energy-Transport-Reaction (Etr) Model." *Ecological Modelling* 78(1-2): 61-76.
- Van Bommel, K. H. M. and S. L. C. P. M. Hoekstra J.R., Reinhard A.J., Bolland D. & Gerritsen A.L. (2002). *Blauwe diensten*. . Den Haag., Landbouweconomisch instituut (LEI), .
- Van Liefveringhe, C; P. Meire; B. De Weerd; A. Van Rompaey; G. Govers; D. De Smedt; L. Van Poucke; R. Verhoeven. 2002. *Onderzoek naar de mogelijkheden, nut en relevantie van hermeandering in verschillende gebieden en voor verschillende waterlooptypen in Vlaanderen*. Studie uitgevoerd in opdracht van : Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap Departement Leefmilieu en Infrastructuur AMINAL, afdeling Water
- Ward and Tockner (2001). "Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology." *Freshwater Biology* 46(6): 807-819.
- White, D. and S. Fennessy (2005). "Modeling the suitability of wetland restoration potential at the watershed scale." *Ecological Engineering* 24(4): 359-377.
- Wilson, M. A. and J. P. Hoehn (2006). "Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science." *Ecological Economics* 60(2): 335-342.

Hoofdstuk II. Cyclering van nutriënten in het Schelde-estuarium

Floor Vandevenne (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

Estuaria en kustecosystemen worden wereldwijd beschouwd als economisch zeer waardevolle biota die heel wat ecosysteemdiensten leveren. Efficiënte regulering van de concentraties van stikstof, silicium en fosfor is één van deze ecosysteemdiensten, die zowel gezien kunnen worden als een directe (productie van vis, drinkwater,...) en een indirecte dienst (regulatie van de nutriëntenbalans en waterkwaliteit). Het estuarium is als overgang tussen terrestrische en oceanische ecosysteem een zeer belangrijke schakel in de hydrologische cyclus. Hoewel veel processen overlappen met de beschrijving in hoofdstuk 1 loont het, vanwege de specifieke kenmerken van het estuarium en het belang van dit ecosysteem op Vlaamse schaal, de moeite hier een uitgebreider hoofdstuk aan te wijden.

Een gezonde verhouding van N, Si en P is enerzijds essentieel voor het leven in een estuarium; het leidt tot een gunstige fytoplanktongemeenschap gebaseerd op diatomeeën, die op zijn beurt de basis vormt voor een robuust en evenwichtig voedselweb. Cyclering van nutriënten maakt ze beschikbaar voor opname in de voedselketen en stimuleert zo de productie van oogstbare soorten (zoals schaaldieren en vis). Anderzijds zijn estuaria cruciale schakels tussen land en zee en laten ze een laatste controle toe op de nutriëntenstroom vanuit het land naar aangrenzende kustecosystemen.

Het onderhouden van een gezonde N:Si:P balans in het Schelde-estuarium vormt echter een grote uitdaging. Het Scheldebekken behoort tot één van de dichtstbevolkte stroombekkens ter wereld en is sterk door de mens beïnvloed. De waterkwaliteit van het Scheldewater is dan wel aanzienlijk verbeterd de laatste tien jaar (o.a. door een strengere wetgeving en de zuivering van zowel huishoudelijk als industrieel afvalwater), in vergelijking met rivieren en estuaria over de hele wereld behoort ze nog steeds tot één van de meest ontwrichte systemen. Het vermogen van een estuarium om nutriënten te bufferen en te verwijderen is dan ook een onmisbare ecosysteemdienst in Vlaanderen.

Alvorens nutriënten via verschillende biogeochemische processen gebufferd kunnen worden in het estuarium, kunnen ze op verschillende manieren terecht komen in het oppervlaktewater van de Schelde: via depositie uit de lucht, via het grondwater, via (punt)lozingen of via afspoeling vanuit het land. Eutrofiëring werd lange tijd beschouwd in termen van verhoogde stikstof en/of fosfor inputs terwijl het gedrag van opgelost silicium (dissolved silica: DSi) als een conservatief en louter geologisch proces beschouwd werd, met de verwerking van silicaatmineralen als belangrijkste bron van DSi in riviersystemen. Negatieve effecten van eutrofiëring worden echter ook in de hand gewerkt door siliciumlimitatie waardoor een verschuiving kan ontstaan van diatomee-gebaseerde fytoplanktongemeenschappen naar niet-siliciumafhankelijke en (voor natuur, visserij en toerisme) schadelijke of hinderlijke micro-organismen. Het laatste decennium zijn er meer en meer indicaties

voor een biologische controle op siliciumfluxen met als gevolg een heden ongekeerde impact van wijzigingen in landgebruik (o.a. ontbossing) op de instroom van DSI in rivieren.

In het estuarium zelf worden nutriënten op verschillende wijzen gebufferd en/of verwijderd. Voor stikstof zijn voornamelijk transformatieprocessen (nitrificatie en denitrificatie) van belang. Nitrificatie is een zuurstofconsumerend proces waarbij ammonium of organisch stikstof omgezet wordt in nitraat. Het nitraat wordt op zijn beurt omgezet via denitrificatie naar stikstofgas. Dit proces gaat slechts door onder beperkte zuurstofconcentraties. Denitrificatie is een sleutelproces in de verwijdering van stikstof uit het ecosysteem. Door de stijgende zuurstofconcentraties in het Scheldewater de laatste jaren is een verschuiving zichtbaar van de verschillende stikstofvormen naar meer nitraat en nitrificatie enerzijds en minder denitrificatie in de waterkolom anderzijds (zogenaamde pelagische denitrificatie). Het verlies aan pelagische denitrificatie kan gedeeltelijk gecompenseerd worden door het aanleggen van (extra) intergetijdengebieden (slikken en schorren).

Naast transformatieprocessen kunnen nutriënten (voornamelijk N en P) ook accumuleren via sedimentatie in de sliblaag van overstromingsgebieden. Ook nutriëntenopslag in vegetatie en plankton kan optreden. Wanneer de vegetatie gemaaid wordt of wanneer dood plankton begraven wordt, kunnen de nutriënten verwijderd worden uit het ecosysteem.

Recent werd ook meer inzicht verkregen in een ander belangrijk proces; siliciumrecyclering in schorren. Zowel zoetwaterschorren als zoutwaterschorren kunnen optreden als belangrijke sinks voor silicium. Export van silicium treedt voornamelijk op tijdens perioden van siliciumlimitatie (in de zomer). Op die manier dragen schorren bij tot de draagkracht van estuaria en maken ze hen robuuster voor eutrofiëring.

Monetarisering van de bufferfunctie in estuaria is complex en gebeurt vaak in termen van “vermeden kosten voor het behalen van milieudoelstellingen”. Pogingen werden gedaan om de verwijdering en opslag van nutriënten (N en P) te kwantificeren via indirecte marktmethoden. Op schaalniveau Vlaanderen werd een marginale kostencurve opgesteld voor respectievelijk totaal stikstof en totaal fosfor, gebaseerd op een milieukostenmodel. Concreet voor het Schelde-estuarium werden de jaarlijkse baten berekend voor nutriëntenverwijdering (denitrificatie, N-begraving en P-begraving) voor een aantal geplande natuurinrichtingsprojecten in het kader van het Sigma-plan. De winst door nutriëntenverwijdering verschilde lichtjes voor de verschillende alternatieven: ontpoldering, gereduceerd getij of binnendijkse wetlands. Globale inschatting voor N- en P-verwijdering varieerde tussen 900-1100 €/ha/jaar.

Voor siliciumaanlevering door intergetijdengebieden werd nog geen inschatting van de winsten gemaakt. Toch is het zeker dat de restauratie en/of creatie van extra intergetijdengebieden een belangrijke aanzet vormt om de verhouding van N, Si en P natuurlijk te controleren en om eutrofiëring in het estuarium en de kustzone te beperken of te voorkomen.

2. HET BELANG VAN N:SI:P CYCLERING IN ESTUARIA IN DE VLAAMSE CONTEXT

Wereldwijd is de menselijke druk en impact op estuaria en kustzones zeer groot. In schril contrast hiermee is aangetoond dat estuaria en aangrenzende mariene kustecosystemen behoren tot de

meest productieve en economisch waardevolle biomen ter wereld (globale opbrengst voor estuaria: \$22 832/ha jaar) en dat ze meer ecosysteemdiensten ondersteunen dan ieder ander bioom op de planeet (Costanza et al. 1993; 1997, 1998). Zo liggen estuaria aan de basis van belangrijke biogeochemische processen waaronder nutriëntcyclering van N, Si en P en als gevolg, een gezonde balans tussen deze drie elementen. Een stoichiometrisch perspectief, waarbij tegelijk verschillende nutriënten én hun onderlinge verhouding geanalyseerd worden, geeft meer inzicht in de invloed van gewijzigde biogeochemische cycli op ecosystemen dan wanneer men enkel één element afzonderlijk beschouwd. Stoichiometrische analyse kan dus een belangrijke rol spelen in de context van ecosysteemdiensten, als een hulpmiddel om de menselijke impact op ecosystemen in te schatten (Ptacnik et al. 2005).

Efficiënte nutriëntcyclering en een gezonde N:Si:P ratio is van vitaal belang voor het duurzaam functioneren van estuaria en kustecosystemen door het onderhouden van robuuste voedselwebben. Stikstof, silicium en fosfor worden in oplosbare vorm geassimileerd door de heersende fytoplanktongemeenschap in het estuarium. In estuariene en kustvoedselwebben vormen diatomeeën de belangrijkste en meest voedzame energiebron (Sommer et al. 2002; Kimmerer, 2005). Ze incorporeren silicium in hun skeletstructuren en vereisen hiervoor een zelfde hoeveelheid N als Si (optimale groei bij N:Si:P ratio's van 16:16:1). Diatomeeën vormen de basis voor een evenwichtig voedselweb; zoöplankton (vnl. copepoden; Irigoien et al. 2002) voedt zich met diatomeeën en detritus en vormt op zijn beurt het voedsel voor zoobenthos, schaaldieren en jonge vissen in estuaria (kraam- en kinderkamerfunctie).

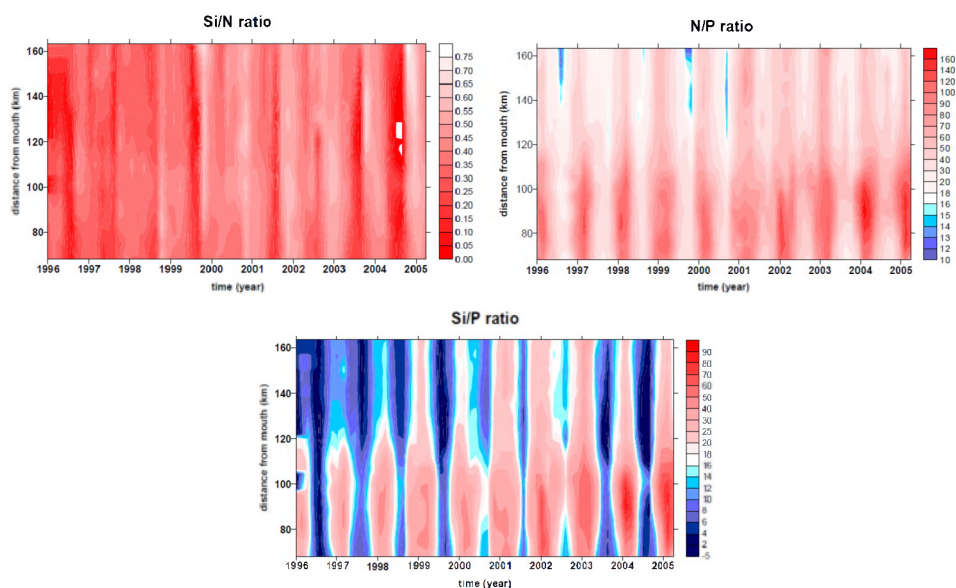
Estuaria vormen ook essentiële bufferzones voor nutriënten tussen land en zee. Aangezien estuaria water concentreren van grote landoppervlaktes in een relatief kleine watermassa, vormen biogeochemische processen en trofische interacties binnen estuaria een belangrijke controle op de waterkwaliteit ervan (Cloern, 2001; Van Damme et al. 2004). Onder een gunstige N:Si:P ratio en omwille van de hogere fotosynthetische capaciteit en lagere energievereisten van diatomeeën hebben ze een competitief voordeel ten opzichte van flagellaten (Billen et al. 1991). Wereldwijde hoge anthropogene inputs van N en P in estuaria kunnen echter leiden tot een limitatie van opgelost silicium (DSi). Uiteindelijk kunnen diatomeeën hierdoor weggeconcurrereerd worden en vervangen door andere minder gewenste of zelfs schadelijke tot toxische fytoplanktonsoorten (vb. *Phaeocystis* sp., *Gonyaulax* sp., *Chrysochromulina* sp.) die minder beschikbaar zijn voor hogere trofische niveaus (Smayda, 1997; Billen, 1991). Naast negatieve effecten voor het voedselweb, kan niet-diatomee gebaseerde fytoplanktonproductie ook leiden tot een verhoogde waterturbiditeit en anoxische condities (Gazeau et al. 2004).

Het onderhouden van een evenwichtige N:Si:P ratio in het slechts 160 km lange Schelde-estuarium is dan ook een ecosysteemdienst met een zeer hoge prioriteit in Vlaanderen. Het estuarium bestaat uit een 105 km Belgisch ("Zeeschelde") en een 55 km lang Nederlands ("Westerschelde") gedeelte en is een perfect voorbeeld van een gedegradiseerd ecosysteem met extreme grondwater- en oppervlaktewaterpollutie (Billen et al. 2005). Het Scheldebekken behoort tot één van de dichtst bevolkte stroombekkens ter wereld (477 inwoners/km²) en is 21.863 km² groot (Meire et al. 2005). Bovendien is de landbouw in het stroombekken zeer intensief en vestigden zich met de uitbreiding van

de haven van Antwerpen enkele grote industriële gebieden ter hoogte van het estuarium: nabij Gent, Antwerpen en Vlissingen (Van Damme et al. 2005). Tenslotte resulteerden morfo- en hydrodynamische veranderingen in het Schelde-estuarium samen met een verslechterende waterkwaliteit vanaf het begin van de jaren '60 in een sterke achteruitgang van het ecologisch functioneren ervan (Meire et al. 2005, 2007). Vanaf eind jaren '80 is een lichte verbetering te zien van de waterkwaliteit (o.a. door een strengere wetgeving in industrie en landbouw en een toenemende waterzuivering, zowel van industrieel als van huishoudelijk afvalwater).

Totale anorganische stikstof ($TDIN = NH_4^+ + NO_3^- + NO_2^-$) vertoont een licht dalende trend vanaf 2003, met de hoogste concentraties in de winter (waarschijnlijk te wijten aan denitrificatie en opname door algen in de zomer). De organische stikstofcomponent daarentegen vertoont geen daling. Fosfaat en totaal fosfor vertoont eveneens seizoensale schommelingen en een dalende trend de laatste 10 jaar (Maris et al. 2010). In vergelijking met 1970 is de specifieke toevoer van totaal fosfor door de Schelde gedaald van 180 naar 80 kg P/km²/jaar, terwijl de specifieke toevoer van totaal stikstof lichtjes gestegen is van 2000 naar 2200 N/ km²/jaar (Billen et al. 2005).

Veranderende concentraties van N, Si en P leiden tot verschuivingen in de ratio tussen de verschillende elementen. N was nooit limiterend in de Zeeschelde de laatste 10 jaar (Fig. 2.1). Algemeen is er sprake van N-limitatie als de N:P ratio kleiner is dan 10, van P-limitatie als de N:P ratio groter is dan 30. Fosfaat is dus het meest limiterende element van de twee (Billen et al. 2005). De laatste 10 jaren is siliciumlimitatie een jaarlijks voorkomend fenomeen voor de Zeeschelde ($Si:N < 1$ en $Si:P < 3$; Justic et al. 1995). Uiteraard is licht het meest limiterend in het Schelde-estuarium, en dit vooral in het zoetwatergedeelte. Afwijkingen in nutriëntratio's kunnen echter wel significant negatieve gevolgen hebben benedenstrooms (marien estuarium en Noordzee), waar licht niet langer limiterend is. Filtering van water en buffering van de nutriëntratio's in het estuarium is dus essentieel en verschillende processen zijn hiervoor verantwoordelijk.



Figuur 2.1: De molaire ratio's van Si:N (linksboven), N:P (rechtsboven) en Si:P (onder) in het Schelde-estuarium gedurende de periode 1996-2005 (Struyf, 2005).

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

3.1. Instroom van stikstof en fosfor

Nutriënten zoals stikstof en fosfor kunnen op verschillende manieren terechtkomen in het oppervlaktewater van de Schelde: via depositie uit de lucht, via het grondwater, via lozingen maar ook door afspoeling vanuit het land. De waterkwaliteit van het Scheldewater is dan wel spectaculair verbeterd de afgelopen tien jaar, maar in vergelijking met rivieren en estuaria over de hele wereld behoort ze nog steeds tot de meest ontwrichte ecosystemen (Maris et al. 2010). De belangrijkste bijdragen voor input van N en P in de Schelde zijn de Dender, gesitueerd ter hoogte van Dendermonde (120 km stroomopwaarts van de monding) en de Rupel, gesitueerd op de overgang tussen het zoetwater- en brakwatergedeelte ter hoogte van Temse (100 km stroomopwaarts van de monding). De Rupelmonding ontvangt het afvalwater van Brussel en blijft nog steeds de grootste probleemzone (o.a. zone met laagste zuurstofconcentraties), ondanks het in werking stellen van de waterzuiveringsinstallatie van Brussel in 2006.

3.2. Instroom van silicium

Traditioneel wordt eutrofiëring steeds geassocieerd met verhoogde anthropogene N en P inputs. De transfer van opgelost silicium (DSi) naar rivieren wordt meestal beschouwd als een puur geochemisch proces, afkomstig van de directe chemische verwerking van bodemmineralen. Bijgevolg wordt de DSi emissie vanuit terrestrische systemen als constant gezien en vergelijkbaar met pristine natuurlijke condities (Thieu et al. 2009). Recent onderzoek wijst echter op het tegendeel en toont het belang aan van vegetatie op de Si-flux doorheen terrestrische ecosystemen (Conley, 2002). Terrestrische vegetatie en micro-organismen beïnvloeden het verweringsproces (Hinsinger et al. 2001). Planten nemen DSi op en zijn in staat om grote hoeveelheden Si op te slaan als amorf Si (amorf $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, ASi) (Ma et al. 2006; Sangster & Hodson, 1986). De opslag van ASi in bodems en biomassa van ecosystemen is een effectieve buffer in de afgifte van DSi naar de aquatische omgeving (Derry et al. 2005). Terrestrische ecosystemen verschillen significant in hun capaciteit om Si op te slaan en te cycleren; bosbodems worden gezien als belangrijke structuren voor opslag van ASi (Conley, 2002). In Vlaanderen is recent aangetoond dat landgebruik in het Scheldebekken een significante impact heeft op TSi fluxen ($\text{TSi} = \text{ASi} + \text{DSi}$) en dat verdere ontbossing in de toekomst kan leiden tot een afname met factor 2 van de toevoer van Si van de continenten naar het aquatisch continuüm (Struyf et al. 2009). Die afname wordt momenteel in recent ontboste gebieden nog gedeeltelijk gemaskeerd door de grote hoeveelheden opgeslagen amorf silicium in bosbodems (vb. Conley et al. 2008). Meer onderzoek is echter nodig om de precieze relatie tussen landgebruik en Si-fluxen na te gaan en de gevolgen voor de N:Si:P ratio in benedenstroomse aquatische systemen (estuaria en zee) in te schatten.

Uiteraard is het voornaamste mechanisme van de ecosysteemdienst nutriëntencyclering de buffering van N:Si:P ratio's in het estuarium zelf. Verschillende reacties zijn hiervoor verantwoordelijk en deze zijn verschillend voor N, Si en P en zijn afhankelijk van een aantal randvoorwaarden.

3.3. Transformatieprocessen: nitrificatie en denitrificatie

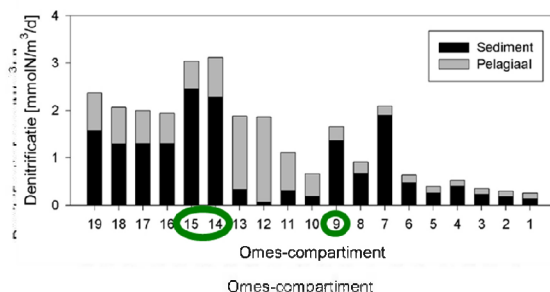
Stikstof kan voorkomen in de waterkolom in zijn organische of anorganische vorm (ammonium: NH_4^+ , nitraat: NO_3^- , nitriet: NO_2^-). Nitrificatie (de omzetting van ammonium of organisch stikstof naar nitraat of nitriet) en denitrificatie (de omzetting van nitraat naar N_2 -gas) volgen elkaar op in tijd en/of ruimte. Beide processen worden uitgevoerd door bacteriën. Nitrificatie is een zuurstofconsumerend proces en gaat voornamelijk door in de zomer. Denitrificatie daarentegen, gaat slechts door onder zeer beperkte zuurstofconcentraties (maximum 0,2 mgO_2/l). Bovendien moet nitraat aanwezig zijn als energiebron en er moeten elektronenacceptoren beschikbaar zijn. Andere factoren die de snelheid van denitrificatie beïnvloeden zijn temperatuur (optimum temperaturen voor bacteriële denitrificeerders zijn $5 > T(^{\circ}\text{C}) < 10$ of $15 > T(^{\circ}\text{C}) < 20$), het bodemvochtgehalte ($> 60\%$ waterverzadiging), de bodemtextuur (kleibodems vertonen de grootste denitrificatieverliezen), vegetatie, de toevoer van koolstof en de aanwezigheid van ruimtelijke variatie of structuurvariatie (Liekens et al. 2009).

De voornaamste structuren voor denitrificatie zijn gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, kwelgebieden, oeverzones, sedimenten van rivieren en meren en intertidale en subtidale sedimenten van estuaria. Denitrificatie gaat intenser door in het zoete gedeelte dan in het brakke of zoute gedeelte van het Schelde-estuarium (Van Damme et al. 2005). Voor de Schelde werd aangetoond dat denitrificatie het belangrijkste proces is in het pelagisch gedeelte (Soetaert & Herman, 1995). Recent onderzoek met ^{15}N labelling heeft echter aangetoond dat (zoetwater)schorren niet enkel belangrijk zijn als sinks voor de retentie van N, P en Si (zie verder), maar dat ze ook de transformatie van stikstof bevorderen (Gribsholt et al. 2005; 2006). Schorren stimuleren nitrificatie van ammonium tot nitraat en dit voornamelijk tijdens de lentemaanden en de vroege zomer. Tegen het einde van de zomer (september) neemt het belang van denitrificatie toe en naar schatting wordt 14% van het toegevoegde ammonium in het ^{15}N experiment verwijderd uit het estuariene systeem door denitrificatie in de bestudeerde zoetwaterschor (Meire, 2007).

Samengevat zorgt denitrificatie ervoor dat biologisch beschikbaar stikstof verdwijnt uit het aquatisch ecosysteem en hierdoor is het een zeer belangrijk proces in de bufferende capaciteit van het Schelde-estuarium. De verbeterende waterkwaliteit en stijgende zuurstofconcentraties in het Scheldewater bevorderen echter nitrificatie en leiden tot een verschuiving van de verschillende stikstofvormen naar meer nitraat (Paradox van de Schelde). Als gevolg wordt denitrificatie in de waterkolom bemoeilijkt waardoor bufferzones (zoals schorren) in de toekomst meer en meer een belangrijke rol zullen spelen (De Nocker et al. 2004).

Een gelijkaardige conclusie werd ook getroffen bij het inschatten van het effect van de aanleg van overstromingsgebieden met gecontroleerd gereduceerd getij (GGG) op de ecologie van de Schelde. Het MOSES-model (Soetaert et al. 1995) was reeds ontwikkeld voor de Westerschelde en werd uitgebreid tot het OMES-model voor de Zeeschelde (Cox et al. 2004, 2005). Het volledige Schelde-estuarium werd verdeeld in 19 compartimenten en een aantal hiervan werd in de modellering beschouwd als een overstromingsgebied met GGG (compartiment 14, 15, 9 en 1). Voor elk van de scenario's (referentiesituatie of GGG) werd het aandeel van denitrificatie bepaald in elke compartiment van het estuarium. Uit de resultaten blijkt dat door het aanleggen van GGG's de daling in het pelagiaal (door stijgende zuurstofconcentraties) gedeeltelijk kan gecompenseerd worden door

toename van benthische denitrificatie veroorzaakt door de creatie van een groter oppervlak (Fig. 2.2; groene cirkels = GGG's). Bij deze modelsimulatie moet echter wel een kleine kanttekening gemaakt worden (mond. med. Tom Cox). De berekeningen zijn gebaseerd op data uit de historische situatie, waar de Schelde nog veel lagere zuurstofconcentraties had dan vandaag het geval is. Zo is het aandeel van pelagische denitrificatie (grijze arcering Fig. 2.2) absoluut gezien te groot. Pelagische denitrificatie is te verwaarlozen met de huidige zuurstofconcentraties in de Zeeschelde. De modelsimulaties zijn wel nog waardevol om relatieve vergelijkingen te maken tussen het aandeel van denitrificatie in het sediment/pelagiaal voor en na het aanleggen van GGG's.



Figuur 2.2: Denitrificatie (uitgedrukt t.o.v. totaal watervolume in het compartiment) in de waterkolom en het sediment in 1) de referentiesituatie tijdens het jaar 2000 (links) en 2) in het scenario met de aanleg van GGG's (rechts). De stijging in de totale denitrificatie in de compartimenten waar GGG's aangekoppeld worden wordt veroorzaakt door de toename in benthische denitrificatie die de afname in pelagische denitrificatie overtreft (Cox et al. 2005).

3.4. Nutriëntenopslag van organisch N en P via sedimentatie (begruving)

Nutriënten kunnen ook uit de waterkolom verwijderd worden door sedimentatie en accumulatie van traag afbreekbaar materiaal. Waterlopen bouwen een sliblaag op waaraan niet enkel organisch koolstof, maar ook organisch stikstof en fosfor binden. Bij overstromingen worden N en P (gelinkt aan deze sedimenten) afgezet. Intergetijdengebieden (slikken en schorren) zijn hierbij de voornaamste structuren.

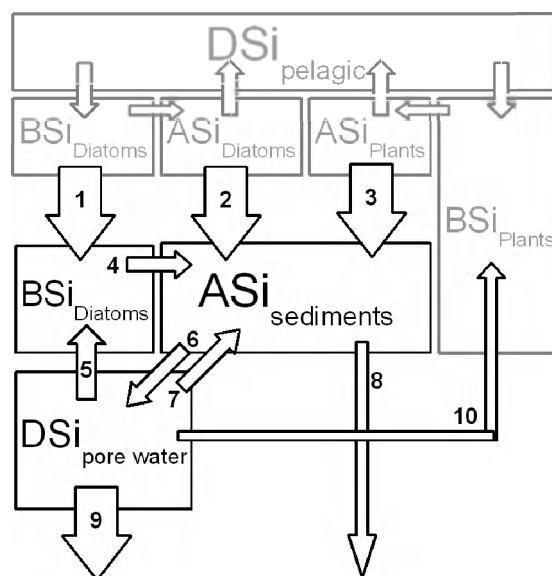
Fosfor is minder mobiel dan stikstof, dat ook verwijderd kan worden via gasvorming (N_2O , NH_3 of N_2) en de absorptie van fosfaat aan sedimenten is dan ook een belangrijk maar onderbestudeerd proces voor retentie van fosfor in waterbodems (de Wit, 1999). Fosfaatsequestratie is het grootst bij lage stroomsnelheden boven het sediment en wordt beïnvloed door de ijzerconcentratie in de waterbodem, bioturbatie en de heersende concentratiegradiënt van fosfaat tussen het poriewater en het bovenliggende water (Liekens et al. 2009).

3.5. Nutriëntenopslag via accumulatie in biomassa

Nutriënten kunnen enerzijds opgenomen worden door vegetatie in intergetijdengebieden of binnendijkse wetlands. Op die manier worden ze (tijdelijk) uit de waterkolom en het milieu verwijderd. Enkel indien de vegetatie gemaaid wordt, is de verwijdering van nutriënten definitief. Anderzijds assimileert fytoplankton ook nutriënten in de waterkolom (vb. ammonium). Als dit plankton afsterft, kunnen nutriënten door mineralisatie opnieuw in het water terecht komen. Het materiaal kan echter ook begraven worden en op die manier volledig verwijderd worden uit de waterkolom.

3.6. Recyclering van silicium

Intergetijdengebieden zijn onmisbare hotspots voor BSi en recycleerders voor DSi. Ze fixeren grote hoeveelheden BSi, zowel in vegetatie als in sedimenten (Fig. 2.3). Voor de Tielrode zoetwaterschor is aangetoond dat dissolutie van BSi naar DSi in het poriewater van schorsedimenten zorgt voor concentraties die 7 keer hoger liggen dan [DSi] in de estuariene waterkolom (Struyf, 2005). DSi-arm overstromingswater wordt gemengd met DSi-aangerijkt poriewater en dit resulteert in een stabiele uitstroom van insijpelingswater tussen het getij door. Deze uitstroom bevat [DSi] die vergelijkbaar zijn met de [DSi] in het estuarium tijdens de winter. Tijdens de zomer- en lentemaanden, wanneer DSi gelimiteerd is door de groei van diatomeeën, is DSi-export uit zoetwaterschoren het grootst en ongeveer gelijk aan de helft van de totale DSi hoeveelheid in de hoofdriever (Struyf et al. 2005). Recyclering van ASi door intergetijdengebieden draagt dus bij tot de draagkracht van estuaria en maakt ze robuuster voor eutrofiëring.



Figuur 2.3: Conceptueel model van siliciumcyclering in intertidale sedimenten. DSi, ASi and BSi stocks in sedimenten (zwarte kaders), de waterkolom en de vegetatie (grijze kaders) en fluxen (blokpijlen). Processen en reacties: (1) import en in situ groei van levende diatomeeën (2) import van ASi afkomstig van pelagisch strooisel van diatomeeën (3) import van ASi uit plantstrooisel (4) die-back van in situ benthische diatomeeën (5) opname van DSi door benthische diatomeeën (6) dissolutie van ASi in het poriewater (7) reprecipitatie van DSi naar bodempartikels (8) permanente begraving van ASi (9) export van DSi naar de waterkolom (10) opname van DSi door vegetatie (Jacobs, 2009).

Niet enkel zoetwaterschoren, maar ook brak- en zoutwaterschoren zijn belangrijke structuren die significant bijdragen tot DSi beschikbaarheid in de zomer door recyclering van ASi (Struyf et al. 2006). Dit is belangrijk voor de Schelde, aangezien zoutwaterschoren een grotere oppervlakte innemen langs het Schelde-estuarium dan zoetwaterschoren. De totale capaciteit voor siliciumrecyclering werd geschat voor het volledige Schelde-estuarium door gebruik te maken van de exponentiële relatie tussen DSi concentraties en de percentuele export van DSi, empirisch bepaald door de vergelijking van één zoetwaterschor met één zoutwaterschor (Struyf et al. 2006). Aangezien DSi concentraties afhankelijk zijn van het debiet, werd een droog jaar (2000) vergeleken met een nat jaar (2004). Resultaten tonen aan dat zoutwaterschoren de belangrijkste recycleerders zijn voor silicium op

jaarbasis. Tijdens de zomer van een droog jaar, dus tijdens perioden van DSi limitatie, is DSi export uit zoetwaterschorren echter vergelijkbaar met de export uit zoutwaterschorren (Struyf 2005).

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten

Regulerende diensten zoals de cyclering of buffering van nutriënten leiden maar indirect tot welvaartstromen en overlappen vaak met productiediensten. Waardering en/of kwantificering van deze ecosysteemdienst wordt dan ook beschouwd in termen van “de vermeden kosten voor het behalen van milieudoelstellingen of voor het bereiken van een goede waterkwaliteit”.

Verwijdering en opslag van nutriënten (N en P)

De monetaarisatie van nutriëntenverwijdering (N en P) uit watersystemen werd recent berekend in een algemene economische waarderingstudie van ecosysteemdiensten in Vlaanderen (Liekens et al. 2009). In het kader van natuurherstel werd een maatschappelijke kosten-baten analyse uitgevoerd (MKBA) van de natuur in het Schelde-estuarium op basis van kengetallen (De Nocker et al. 2004: Finaal rapport, samenvatting en bijlagen). De waardering van nutriëntenverwijdering gebeurt in beide studies via de indirecte marktmethod (schaduwprizen/marginale reductiekost). Reductiekosten zijn de kosten van de maatregelen die moeten genomen worden om bepaalde milieudoelstellingen te behalen. De marginale reductiekost is dan de kost per extra eenheid emissievermindering. De kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen (de zogenaamde marginale kosten), vormen de marginale reductiekost (schaduwprijs) voor deze emissie. Deze marginale reductiekost weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffend milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosysteemdienst.

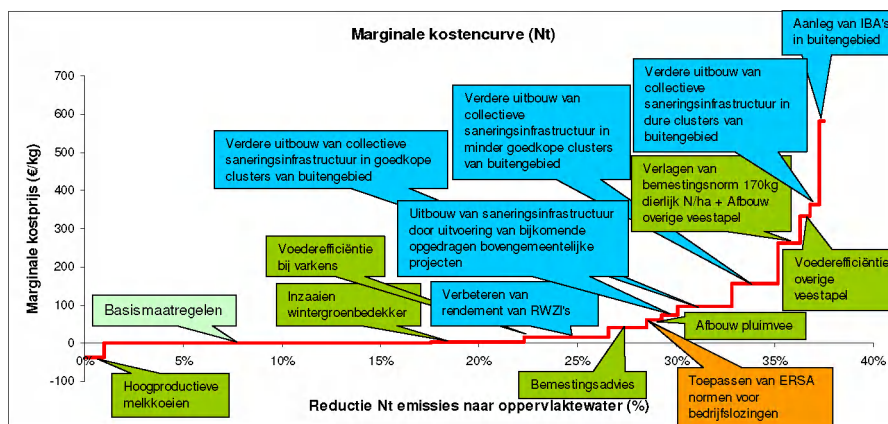
Toepassing voor Vlaanderen (Liekens et al. 2009)

De maatschappelijk waarde van nutriëntverwijdering hangt dus af van de kost van de maatregelen en de emissiereductiedoelstelling. Beleidsmakers wegen de maatschappelijke kosten en baten tegen elkaar af en nemen op basis hiervan een beslissing. Monetarisering van de ecosysteemdiensten N- en P-verwijdering gebeurde op basis van de marginale kosten van de maatregelen opgenomen in het ontwerp maatregelenprogramma van waterkwaliteit voor 2015 (Milieukostenmodel Water). Dit programma werd opgesteld ter uitvoering van de Europese kaderrichtlijn water en heeft als doel het realiseren van een goede ecologische toestand van de waters in Vlaanderen tegen uiterlijk 2027. De vermelde marginale kost is het gemiddelde voor schaal Vlaanderen.

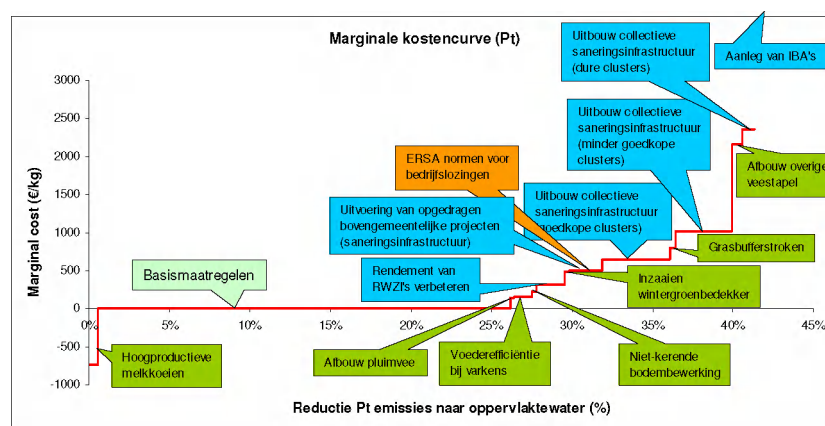
Voor de stikstofverwijdering in Vlaanderen (Fig. 2.4) variëren de marginale kosten van de kosteneffectieve maatregelen van -38 €/kg tot 74 €/kg. Verschillende maatregelen zijn opgenomen in het programma en zijn verschillend voor de landbouw, de industrie en de bevolking. Verdere uitbouw van de bovengemeentelijke sanering heeft de hoogste marginale kost (74 €/kg) met het oog op het

behalen van de norm of doelstelling. Deze waarde kan dan gebruikt worden voor de waardering van de ecosysteemdienst nutriëntenverwijdering in Vlaanderen.

Voor de fosforverwijdering in Vlaanderen (Fig. 2.5) zijn de duurste kosteneffectieve maatregelen het aanleggen van grasbufferstroken (800 €/kg).



Figuur 2.4: Marginale kostencurve voor totaal stikstof (Nt) (Milieukostenmodel, VITO, 2009)



Figuur 2.5: Marginale kostencurve voor totaal fosfor (Pt) (Milieukostenmodel, VITO, 2009)

Toepassing voor de Schelde (De Nocker et al. 2004)

In deze studie werd gepoogd om nutriëntenverwijdering van N en P door natuurinrichtingsprojecten langs de Schelde te waarderen. Deze projecten uit Nederland en Vlaanderen werden als voorbeelden gekozen voor drie types natuurmaatregelen: ontpoldering, gereduceerd getij en wetland. Bij de eerste twee wordt contact met de rivier hersteld, bij een wetland wordt natuur achter de dijken (landinwaarts) hersteld. Zoals reeds vermeld kunnen intergetijdengebieden en binnendijkse wetlands nutriënten verwijderen via sedimentatie of accumulatie in de bodem, via opname in vegetatie en plankton en via denitrificatie van nitraat naar stikstofgas. De achtergrondgedachte achter de waardering bestaat erin de kosten en baten af te wegen van de te creëren natuur om de toevoer van nutriënten naar de Schelde te verminderen en het voorzien van waterzuivering met dezelfde capaciteit als de natuurlijke functie van het ecosysteem (vb. door het voorzien van een extra denitrificatiestap). De cijfers van deze tweede studie zijn heel wat lager dan deze in de studie van 2009; dit komt omdat er in 2004 nog geen specifieke gegevens bestonden voor maatregelen in Vlaanderen (o.a. door het Milieukostenmodel).

Winsten werden geschat aan de hand van een 3-staps procedure:

- 1: identificatie en kwantificering van het reductie-effect
- 2: bepalen van de indirecte marktwaarde
- 3: jaarlijkse baat

1: identificatie en kwantificering van het reductie-effect

Kwantificering van het reductie-effect voor stikstof is afhankelijk van complexe interacties tussen verschillende processen. De voornaamste zijn de retentievlaakte (afhankelijk van de duur en snelheid van overstroming, oppervlaakte en vorm van het gebied), de stikstofvracht (afhankelijk van de concentratie watervolume/tijdseenheid) en de mate van denitrificatie.

Op basis van het OMES-model werden simulaties gemaakt voor N-verwijdering voor enkele voorbeeldgebieden langs de Zeeschelde. De cijfers zijn uiteraard zeer zonespecifiek (denitrificatie zoetwater > brakwater > zoutwater), maar gemiddeld wordt er 3 mmol N/d.m² verwijderd over de ganse Zeeschelde. Voor fosfaten werden geen cijfers gegenereerd door het model. Er werd hiervoor dan ook een beroep gedaan op literatuurgegevens (De Groot et al. 2002).

Een gereduceerd getijdengebied zou gemiddeld 153 kg N/ha.jaar verwijderen door denitrificatie. Ontpoldering leidt tot licht hogere denitrificatiewinsten volgens modelsimulaties. Binnendijkse wetlands worden niet meegenomen in de modellering aangezien de impact op het Schelde-estuarium niet gekend is.

2: bepalen van de indirecte marktwaarde

Beleidsmatig kan de stikstofvracht naar de Schelde verminderd worden door enerzijds puntbronnen aan te pakken en anderzijds de emissie van diffuse bronnen te verminderen. Natuurlijke nutriëntenverwijdering door intergetijdengebieden kan overgenomen worden door het inbouwen van een denitrificatiestap in een waterzuiveringsstation. Ook diffuse bronnen kunnen aangepakt worden door efficiëntere zuivering van huishoudelijk afvalwater. Naast deze kosten van technische aanpassingen kan ook rekening gehouden worden met de schaduwprijs van bepaalde beleidsmaatregelen op vlak van nutriëntenbeperking.

In de maatschappelijke kosten-baten analyse (De Nocker et al. 2004) worden twee alternatieven bekeken: i) de extra kosten voor het bijbouwen van een denitrificatiestap bij een bestaand station en ii) de extra kosten om input van N en P uit de landbouw te beperken. De volgende inschatting wordt aangenomen: 2,2 € /kg N en 8,5 € /kg P. Als sensitiviteit wordt een maximale waarde van 10 € /kg N en 20 € /kg P genomen (CIW, 1999).

3: jaarlijkse baat (Tabel 2.1, 2.2 en 2.3)

Een jaarlijkse baat voor de functie stikstofverwijdering wordt bekomen door het aantal kg N/ ha jaar te vermenigvuldigen met het aantal ha retentieoppervlaakte en de vervangingswaarde (bekomen in 2). Denitrificatie start vanaf jaar 1 na aanleg en wordt verondersteld door te lopen zolang het intergetijdengebied aanwezig is. Dit is niet zo voor begraving van N en P; deze processen starten van

jaar 1 na aanleg van het intergetijdengebied maar gaan slechts 15 jaar doordat ze samenhangen met sedimentatie-erosie.

Tabel 2.1: Waardering nutriëntenverwijdering: denitrificatie.

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg N/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	176 (100-500)	2,5 (2,2-10)	440 (220-5000)
	brak	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
	zout	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
Gereduceerd getij	zoet	176 (100-500)	2,5 (2,2-10)	440 (220-5000)
	brak	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
	zout	107 (30-500)	2,5 (2,2-10)	267,5 (66-5000)
Binnendijkse natuur	zoet	102 (100-400)	2,5 (2,2-10)	255 (220-4000)
	brak	102 (30-400)	2,5 (2,2-10)	255 (66-4000)

Tabel 2.2: Waardering nutriëntenverwijdering: N-begraving. Omdat geen literatuurgegevens te vinden waren over de toegevoegde waarde van N-begraving in binnendijkse wetlands, werden deze baten als pro memorie (PM) meegenomen in de basisberekeningen.

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg N/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	brak	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	zout	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
Gereduceerd getij	zoet	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	brak	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
	zout	148 (148-250)	2,5 (2,2-10)	370 (326-2500)
Binnendijkse natuur	zoet	PM		
	brak	PM		

Tabel 2.3: Waardering nutriëntenverwijdering: P-begraving. Omdat geen literatuurgegevens te vinden waren over de toegevoegde waarde van N-begraving in binnendijkse wetlands, werden deze baten als pro memorie (PM) meegenomen in de basisberekeningen.

Ecosysteem	saliniteit	Kwantiteit (kg P/ha.jaar)	Waarde (€/kg)	Jaarlijkse baat (€/ha.jaar)
Ontpoldering	zoet	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	brak	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	zout	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
Gereduceerd getij	zoet	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	brak	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
	zout	25 (5-50)	8,5 (8,5-20)	212,5 (42,5-1000)
Binnendijkse natuur	zoet	PM		PM
	brak	PM		PM

Het spreekt voor zich dat bovenstaande waarden slechts indicatief zijn en zeer benaderend. Door het optellen van winsten uit de afzonderlijke processen van nutriëntenverwijdering kunnen we een ruwe benadering maken van de totale winst voor nutriëntenverwijdering. Deze winst varieert van 900-1100 €/ha jaar, afhankelijk van het aan te leggen ecosysteem (ontpoldering, gereduceerd getij of binnendijkse natuur) en de saliniteit (zoet, brak of zout).

De cijfers van deze tweede studie zijn heel wat lager dan deze in de studie van 2009. Dit komt omdat in 2004 er nog geen specifieke gegevens bestonden voor maatregelen in Vlaanderen. Het Milieukostenmodel water bracht hier verandering in. Hoewel de waarde hoger zijn dan in de literatuur

is dit voor Vlaanderen nog een voorzichtige schatting, omdat we de doelstelling zelfs met alle opgesomde maatregelen niet bereiken.

Opslag en recycling van silicium

Toenemende kennis over de rol van intergetijdengebieden in de recyclage van silicium onderlijnt het belang ervan in het kader van de eutrofiëringsproblematiek in het Schelde-estuarium. Deze kennis is echter nog niet opgenomen en gekwantificeerd in waarderingsstudies van ecosysteemdiensten. In de toekomst is meer onderzoek nodig naar de monetaire waarde van siliciumcyclering en –opslag. Dit geldt niet enkel voor intergetijdengebieden, ook het belang van bossen (en graslanden) en hun rol bij recycling en buffering van DSI-afvoer moet meer in detail bestudeerd en gemonetariseerd worden. Van GGG's kan verwacht worden dat ze een analoge rol spelen in de siliciumcyclus als natuurlijke schorren. Modellen die het effect van GGG's op de siliciumcyclering simuleren zijn nog niet beschikbaar (Cox et al. 2005).

Andere, niet te waarden of kwantificeerbare winsten

De ecosysteemdienst nutriëntencyclering van N, P en Si heeft in de brede zin ook winsten voor andere domeinen. Er bestaan echter geen gegevens die handelen over de relatie met de ecosysteemdienst nutriëntencyclering. De meeste van de winsten worden beschouwd in de MKBA (De Nocker et al. 2004) en zijn van toepassing op de aanleg van natuurinrichtingsprojecten in het Schelde-estuarium.

Een voorbeeld hiervan is de productiefunctie, waaronder het potentieel effect voor de commerciële visvangst, zoute landbouw (zoute groenten zoals zeekraal en zeeaster) en het kweken van mossels of kokkels. Enkel in in het brak-zout gedeelte van het Schelde-estuarium bestaat de mogelijkheid om zeecultuur tot stand te brengen (Brandenburg et al. 2004). Een inschatting maken van de hoeveelheid extra vis door een verbeterende waterkwaliteit is moeilijk te maken. In de MKBA wordt deze baat gedeeltelijk meegenomen door regulatiebaten die de waterkwaliteit verbeteren (o.a. zuurstof toevoer en nutriëntverwijdering).

Een ander aspect is de recreatiebaat van natuurgebieden langs de Schelde. Er kan verwacht worden dat een stijging van de waterkwaliteit door efficiënte cyclering van nutriënten het Schelde-estuarium aantrekkelijker maakt voor recreanten. Deze aantrekking is uiteraard afhankelijk van het gebied, het aan te leggen project, de bereikbaarheid,... De betalingsbereidheid voor de onderscheiden types in de MKBA lag gemiddeld op 1,68€ per bezoek. De recreatiebaten in de MKBA voor de geplande projecten variëren van 10.000 tot 100.000 euro per hectare. Kengetallen kunnen ook uit de literatuur gehaald worden. Zo is de betalingsbereidheid 0,88 € per bezoek aan halfnatuurlijk getijdengebied en 1,55 € voor een bezoek aan een nagenoeg natuurlijk getijdengebied (Ruijgrok, 2000).

Parallel met de recreatiebaat is de niet-gebruikswaarde van een gunstige waterkwaliteit. Dit is de waarde die mensen hechten aan het bestaan en het doorgeven van gezonde natuur aan volgende generaties. Een inschatting van deze waarde kan echter enkel gebeuren via een directe bevraging van de mensen (Contingent Valuation Method). Deze methode is relatief nieuw en de interpretatie van de resultaten is vaak erg controversieel. In de CVM-studie voor MKBA voor de actualisatie van

SigmaPlan lag de niet-gebruikswaarde gemiddeld rond de 15€/huishouden voor de verschillende types van overstromingsgebied. Deze waarde werd echter niet gebruikt in de uiteindelijke berekeningen omdat ze enerzijds veel discussie oproept onder stakeholders en anderzijds niets wijzigde aan de resultaten van de MKBA. Een voorbeeld uit de literatuur; de betalingsbereidheid per huishouden per jaar voor niet-gebruik van 100 ha extra kustnatuur (o.a. slikken en schorren) bedraagt 4,12 € per jaar (Ruijgrok, 2000).

Beter nog dan een gemiddeld kengetal te gebruiken is het gebruik van een waarderingsfunctie voor recreatie- en niet-gebruik waarbij rekening wordt gehouden met een aantal ruimtelijke factoren zoals de grootte van een gebied, de omliggende omgeving en de afstand tot de woning van het huishouden en een aantal socio-demografische factoren zoals inkomen, leeftijd en geslacht van de personen die een zekere waarde hechten aan het gebied. Een dergelijke waarderingsfunctie is recent ontwikkeld (Liekens et al. 2009)

Vermoedelijk het belangrijkste, maar moeilijk te kwantificeren, aspect van de ecosysteemdienst nutriëntcyclering en –buffering in het Schelde-estuarium is het behouden van de draagkracht van het ecosysteem. Een ecosysteem met een hogere veerkracht is robuuster en meer bestand tegen toevallige externe of interne veranderingen (Sheffer et al. 2001). Een systeem zoals het Schelde-estuarium bevindt zich op een kantelpunt, met stijgende zuurstofconcentraties en een verbeterde waterkwaliteit. Het systeem is echter nog niet in evenwicht en kleine veranderingen kunnen onvoorspelbare gevolgen hebben. Winst door buffering kan gezien worden als de winst die men verkrijgt door het vermijden van catastrofische shifts in voedselwebben en andere gevolgen van eutrofiëring; zowel in het estuarium als in de Noordzee. Momenteel leidt een onevenwicht tussen N:Si:P in de Noordzee reeds tot ongunstige algenbloeien zoals *Phaeocystis* sp (Ducrottoy et al. 2000), maar monetaarisering van de vermeden kosten op schade voor visserij, toerisme en recreatie zijn niet beschikbaar.

4.2. Benodigde maatregelen

Natuurherstel en/of aanleg van (extra) intergetijdengebieden

Natuurherstel in en langs de Schelde en het estuarium kan bijdragen tot een sterkere opname van nutriënten. In de MKBA (De Nocker et al. 2004) wordt een onderscheid gemaakt tussen ontpoldering, gereduceerd getij of het aanleggen van wetlands. De verblijftijd van water, en dus de buffering van nutriënten, kan verhoogd worden door het aanleggen van binnendijkse wetlands. Op die manier kan de doorstroom van materiaal van het land naar de Schelde verminderd worden. Dit kan ook door het vergroten van het buitendijks areaal (ontpoldering) of door binnendijkse gebieden onder getijdeninvloed te brengen (gereduceerd getij). Het positief effect op de waterkwaliteit is groter voor ontpoldering en GGG, omdat de aan te leggen gebieden in nauw contact staan met het getij van de Schelde. Binnendijkse wetlands daarentegen, staan niet onder getijdeninvloed en verminderen enkel de zijdelingse belasting (diffuse input en input via kleine beekjes). De impact op de waterkwaliteit van de Schelde is dan ook kleiner, maar hoeveel kleiner werd niet bestudeerd in de MKBA. Via een uitbreiding van het OMES-model werd reeds het belang aangetoond van het aanleggen van GGG's

voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium (Cox et al. 2004). Om een keuze te maken tussen ontpolderen/aanleggen van GGG's om de waterkwaliteit van de Schelde te verbeteren is verdere studie en modellering nodig.

Het aanleggen en/of herstel van intergetijdengebieden wordt steeds belangrijker naarmate denitrificatie in het pelagiaal daalt door toenemende zuurstofconcentraties. Parallel hiermee is siliciumlimitatie de laatste jaren een terugkomend fenomeen in het Schelde-estuarium. Voor het Schelde-estuarium werd een zeer ruwe benadering gemaakt van het aantal nodige hectares intergetijdengebied zodat voldoende DSi export gebeurt naar het pelagiaal om een gezonde balans tussen Si en P te bereiken in het Schelde-estuarium (m.a.w. Si:P > 3, want P is limiterend in vergelijking met N in het Schelde-estuarium) en de frequentie en voorkomen van Si-limitatie te voorkomen (Struyf, 2005). Hiervoor werd de totale uitstroom van DSi en opgelost P vergeleken voor de periode 1996-2000, zowel voor het zoetwater estuarium als voor de monding (Struyf et al. 2004). Maanden werden beschouwd als "probleemmaanden" wanneer de molaire ratio van Si:P kleiner was dan 3. Naar schatting is de gemiddeld maandelijks DSi export uit zowel zoetwater- als zoutwaterschorren voor deze probleemmaanden gelijk aan 5000 mg (0,18 mol) per m². Op basis van deze schatting werd de oppervlakte berekend die nodig is om DSi uitstroom te verhogen tot een Si:P ratio die de waarde van 3 overschrijdt. Kengetallen hiervoor zijn 1500 ha extra intergetijdengebieden en 8800 ha extra intergetijdengebieden om Si-limitatie in respectievelijk zoet- en zoutwater te voorkomen.

Bovenstaande berekening is echter gebaseerd op een vereenvoudiging van het estuariene systeem. Recyclering van BSi is niet enkel beperkt tot intergetijdengebieden, maar gebeurt ook in het pelagiaal. Bovendien spelen intergetijdengebieden ook een rol in de retentie van opgelost P (zie boven) en hebben jonge of pas aangelegde intergetijdengebieden niet dezelfde capaciteit om silicium te recycleren dan oudere gebieden. Ondanks de tekortkomingen vormen deze resultaten toch een duidelijke indicatie dat restauratie of aanlegging van extra intergetijdengebieden een belangrijke stap kan zijn naar gezonde N:Si:P balansen in het Schelde-estuarium.

Vermindering van de toevoer van nutriënten (N,P)

Ondanks waterzuivering is de nutriëntentoevoer van N (en P) vanuit land en rivieren nog steeds te hoog. Verdere maatregelen om de toevoer aan de bron aan te pakken kunnen gunstig zijn om een gezonde N:Si:P verhouding te krijgen in het Schelde-estuarium en de aangrenzende Noordzee.

Verschillende studies toonden een positief verband aan tussen een nitraatoverschot (o.a. aangevoerd via de Schelde) en de celdensiteit van *Phaeocystis* sp, na de bloei van diatomeeën in de lente (gecontroleerd door PO₄ en Si(OH)₄) (Lancelot et al. 1998; Rousseau, 2000). Modelsimulaties met een mechanistisch biogeochemisch model MIRO (Lancelot et al. 2004) probeerden het aandeel van nutriëntreducties van NO₃ en PO₄ in te schatten op de jaarlijkse biomassa van diatomeeën en *Phaeocystis* sp (Lancelot et al. 2007). De scenario's omvatten een 50%-reductie van NO₃ en PO₄ voor de Schelde en de Seine afzonderlijk. De simulaties toonden aan dat een 50%-reductie van slechts één van de twee rivieren niet voldoende is om de biomassa van fytoplankton te doen afnemen. Een

50%-reductie van NO_3 en PO_4 voor de Schelde leidt maximum tot een afname in de biomassa van *Phaeocystis* sp van 20%, zonder de biomassa van diatomeeën te beïnvloeden (Tab. 2.4). Voor de Seine ligt dit iets hoger (Tab. 2.5). Als gevolg van het verschillend effect van N, P en Si-limitatie op de groei van diatomeeën en *Phaeocystis* sp, is enkel een reductie van nitraat gunstig zonder de groei van diatomeeën negatief te beïnvloeden (P-reductie is negatief voor diatomeeën). De dominantie van *Phaeocystis* sp over diatomeeën in het voorjaar is echter niet eenduidig toe te schrijven aan N-toevoer vanuit rivieren zoals de Schelde, ook andere hydro-klimatologische factoren (zoals de Noord Atlantische Oscillatie) spelen een belangrijke rol.

Tabel 2.4: Het effect van reducties in nutriënten in de Schelde op de jaarlijkse biomassa van diatomeeën en *Phaeocystis* sp in de BCZ (Belgian Coastal Zone), uitgedrukt in %. (Lancelot et al. 2007).

Year	PO ₄ reduction		NO ₃ reduction		PO ₄ +NO ₃ reduction	
	Diatom	Phaeocystis	Diatom	Phaeocystis	Diatom	Phaeocystis
1990 (dry)	-5	0	-3	-20	-7	-21
1994 (wet)	-6	-3	-3	-3	-9	-4
1996 (dry)	-3	-6	0	-3	-4	-5
1999 (wet)	-5	-1	-2	0	-7	-5

Tabel 2.5: Het effect van reducties in nutriënten in de Seine op de jaarlijkse biomassa van diatomeeën en *Phaeocystis* sp in de BCZ (Belgian Coastal Zone), uitgedrukt in %. (Lancelot et al. 2007).

Year	PO ₄ reduction		NO ₃ reduction		PO ₄ +NO ₃ reduction	
	Diatom	Phaeocystis	Diatom	Phaeocystis	Diatom	Phaeocystis
1990 (dry)	-15	-6	-5	-24	-15	-22
1994 (wet)	-36	-5	-15	-24	-32	-22
1996 (dry)	-20	-8	10	-21	-13	-2
1999 (wet)	-27	2	-16	-22	-28	-23

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

Reeds meer dan 15 jaar volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) de waterkwaliteit van de Zeeschelde op. Omes is een belangrijk instrument geworden voor wetenschappelijk onderzoek in het Schelde-estuarium. Aangezien waterkwaliteit en eutrofiëring grensoverschrijdend is, werd in het voorjaar van 2008 een programma voorgesteld voor de geïntegreerde monitoring van het estuarium, zowel in Nederland als in Vlaanderen (Moneos). Parallel met de programma's Omes en Moneos, waarbij nutriënten direct gemeten worden, is een modelmatige inschatting essentieel. Het MOSES-model (Soetaert et al. 1995), opgesteld voor de Westerschelde werd uitgebreid en aangepast naar het OMES-model voor de Zeeschelde (Cox et al. 2004). Naast onderzoek naar stikstof en fosfor, wordt ook heel wat aandacht besteed aan

siliciumcyclering. Deze kennis dient echter nog meer geïntegreerd te worden in modellering en ecosysteemdienstbenaderingen.

Parallel met onderzoek naar de bufferfunctie in het Schelde-estuarium is een sterkere koppeling nodig met de eutrofiëringsproblematiek in de Noordzee. Processen van nutriëntencyclering in de Schelde moeten nauwer gelinkt worden aan de processen in het estuarium en de Noordzee. Enkel dergelijke geïntegreerde aanpak en modellering kan het inzicht en de eventuele kwantificering van de bufferfunctie van het Schelde-estuarium bepalen.

6. LITERATUUR

- Billen G., Garnier J., Ficht A. & Cun C. (2001). Modeling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries* 24: 977-993.
- Billen G., Lancelot C. & Meybeck M. (1991). N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to the ocean. In: Mantoura RFC, Martin J-M, Wollast R (eds) *Ocean margin processes in global change*, pp 19-44, Wiley Interscience, New York.
- Billen G., Garnier J. & Rousseau V. (2005). Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540: 47-67.
- Brandenburg W. A., Kamermans P., Steenbergen J., Verdegem M. C.J. en Baars J.M.D. (2004). Mogelijkheden voor zeecultuur in nieuwe getijdennatuur langs de Westerschelde, Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV, IJmuiden, Yerseke, april 2004.
- Cloern J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Conley D. (2002). Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1121-1129.
- Conley D.J., Likens G.E., Buso D.C., Saccone L., Bailey S.W. & Johnson C.E. (2008). Deforestation caused increased dissolved silicate losses in the Hubbard Brook Experimental Forest. *Global Change Biology* 14: 2548-2554.
- Coördinatiecommissie Integraal Waterbeheer (CIW). (1999). Financiering van het zuiveringsbeheer. Kosten van de behandeling van afvalwater, Haskoning, Nijmegen.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. & vandenBelt M. (1997). The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. & vandenBelt M. (1998). The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. Special section: Forum on valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 25: 67-72.
- Costanza R., Kemp W.M. & Boynton W.R. (1993). Predictability, scale and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management. *Ambio* 22: 88-96.
- Cox T., Buis K. & Meire P. (2004). Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigma-plan, Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen.
- Cox T., Soetaert K. & Meire P. (2005). Studieopdracht in het kader van de actualisatie van het Sigma-plan. Eindrapport. Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen.
- De Groot R. S., Wilson M. A., Boumans R. M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- De Nocker L., Broekx S. & Liekens I. (2004). Natte natuur in het Schelde-estuarium. Een verkenning van de kosten en baten. Finaal rapport + bijlagen. Studies uitgevoerd in opdracht van Prose.
- Derry, L.A., Kurtz, A.C., Ziegler, K., Chadwick, O.A. (2005). Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds. *Nature* 433: 728-731.
- Ducrottoy J-P., Elliott M. & De Jonge V.N. (2000). The North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 41: 5-23.
- Gazeau F., Smith S.V., Gentili B., Frankignoulle M. & Gattuso J. (2004). The European Coastal Zone: characterization and first assessment of ecosystem metabolism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 673-694.
- Gribsholt B., Boschker H.T.S., Struyf E., Andersson M., Tramper A., De Brabandere L., Van Damme S., Brion N., Meire P., Dehairs F., Middelburg J.J. & Heip C. (2005). Nitrogen processing in a tidal freshwater marsh: a whole ecosystem 15N labelling study. *Limnology & Oceanography* 50: 1945-1959.
- Gribsholt B., Struyf E., Tramper A., Andersson M.G.I., Brion N., De Brabandere L., Van Damme S., Meire P., Middelburg J.J., Dehairs F. & Boschker H.T.S. (2006). Ammonium transformation in a nitrogen-rich tidal freshwater marsh. *Biogeochemistry* 80: 289-298.
- Hinsinger, P., Barros, O.N.F., Benedetti, M.F., Novack, Y., Callot, G. (2001). Plant-induced weathering of a basaltic rock: Experimental evidence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65: 137-152.

- Irigoiën W., Harris R., Verheye H., Joly P., Runge J., Starr M., Pond D., Campbell R., Shreeve R., Ward P., Smith A., Dam H., Peterson W., Tirelli V., Koski M., Smith T., Harbour D. & Davidson R. (2002). Copepod hatching success in marine ecosystems with high diatom concentrations. *Nature* 419: 387-389.
- Jacobs, S. 2009. Silica cycling and vegetation development in a restored freshwater tidal marsh'. PhD diss. Universiteit Antwerpen Ecosystem Management Research Group (ECOBE), Antwerpen.
- Kimmerer W. (2005). Long-term changes in apparent uptake of silica in the San Francisco estuary. *Limnology and Oceanography* 50: 793-798.
- Kristiansen S. & Hoell E.E. (2002). The importance of silicon for marine production. *Hydrobiologia* 484: 21-31.
- Lancelot C., Rousseau V., Becquevort S., Parent J.-Y., Déliat G., Leblanc C., Daro M.-H., Gasparini S., Antajan E., Meyer A., Ruddick K., Ozer J. and Y. Spitz. (2004). Study and modelling of eutrophication-related changes in coastal planktonic food-webs: a contribution of the AMORE (Advanced Modeling and Research on Eutrophication) consortium. Final report 70pp. OSTC publication.
- Lancelot C., Keller M., Rousseau V., Smith W. O. Jr. & Mathot S.. 1998. Autoecology of the Marine Haptophyte *Phaeocystis* sp., p. 209-224. In D. A. Anderson, A. M. Cembella and G. Hallegraeff [eds.], NATO Advanced Workshop on the physiological ecology of Harmful Algal Blooms. NATOASI Series, Series G: Ecological Science 41.
- Lancelot C., Ruddick K. & Daro M.-H. (2007). Advanced modeling and research on eutrophication (Amore II). Scientific Support Plan for a Sustainable Development Policy. Eindrapport Belgian Science Policy.
- Liekens I., Staes J., Schaafsma M., De Nocker L., Meire P. & Brouwer R. (2009). Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor MKBA van projecten in Vlaamse zeehavens. Draft eindrapport. In opdracht van dienst Leefmilieu, Natuur en Energie.
- Ma, J.F., Tamai, K., Yamaji, N., Mitani, N., Konishi, S., Katsuhara, M., Ishiguro, M., Murata, Y., Yano, M. (2006). A silicon transporter in rice. *Nature* 440: 688-691.
- Maris T., Cox T., Van Damme S. & Meire P. (Red.), 2010. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2008-2009. 010-R124 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Meire P. (2007). Ecosysteem services: welke, waar en hoeveel, kan dat gemeten worden? Congres watersysteemkennis 2006-2007. Mensen en watersystemen.
- Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T. & Struyf E. (2005). The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1-11.
- Ptacinik R., Jenerette G.D., Verschoor A.M., Huberty A.F., Solimini A.G. & Brookes J.D. (2005). Applications of ecological stoichiometry for sustainable acquisition of ecosystem services. *Oikos* 109: 52-62.
- Rousseau V. (2000). Dynamics of *Phaeocystis* and diatom blooms in the eutrophicated coastal waters of the Southern Bight of the North Sea. Ph.D. thesis. Université Libre de Bruxelles. 205 pp.
- Ruijgrok E.C.M. (2000) Valuation of nature in coastal zones. PhD thesis. Vrije Universiteit Amsterdam.
- Sangster, A.G., Hodson, M.J. (1986). Silica in higher plants. In: Evered, D., O'Connor, M., (eds.). *Silicon Biochemistry*, 90-107. Ciba Foundation Symposium, John Wiley, Chichester.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C. & Walker B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Smayda T.J. (1997). Bloom dynamics: physiology, behavior, trophic effects. *Limnology and Oceanography* 42: 1132-1136.
- Soetaert K. & Herman P. (1995). Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW-Netherlands) estimated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia* 311: 215-224.
- Sommer U., Stibor H., Katechakis A et al. (2002). Pelagic food web configurations at different levels of nutrient richness and their implications for the ratio fish production: primary production. *Hydrobiologia* 484: 11-20.
- Struyf E. (2005a). The role of freshwater marshes in estuarine silica cycling (Scheldt estuary). PhD, University of Antwerp.
- Struyf E., Dausse A., Van Damme S., Bal K., Gribsholt B., Boschker E., Middelburg J. & Meire P. (2006). Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. *Limnology and Oceanography* 51: 838-846.
- Struyf E., Van Damme S., Gribsholt B. & Meire P. (2005b). Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in an estuarine environment (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia* 540: 69-77.
- Struyf E., Van Damme S. & Meire P. (2004). Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nitrified Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 649-661.
- Struyf E., Van Damme S., Smis A., Van Wesemael B., Frot E., Govers G., Clymans W. & Meire P. (2009). Jaarlijks wetenschappelijk verslag (periode 01-01-2009 tot en met 31-12-2009); Landgebruik en het transport van silicium doorheen het Scheldebekken (LUSI). Belgian Science Policy, onderzoekscontract SD/NS/05A.
- Thieu V., Billen G. & Garnier J. (2009). Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: The Seine, Somme and Scheldt Rivers. A comparative application of the Senéque/Riverstrahler model. *Water Research* 43: 1740-1754.
- Van Damme S., Struyf E., Maris T., Ysebaert T., Dehairs F., Tackx M., Heip C. & Meire P. (2005). Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 450: 29-54.
- Van Eck G.T.M., De Bruijkere F.L.G., De Meyer E. & Maeckelberghe H. (1998). Naar een schone Schelde. *Water* 102.

Van Nieuwerburgh L., Wanstrand I. & Snoeijjs P. (2004). Growth and C:N:P ratios in copepods grazing on N- or Si-limited phytoplankton blooms. *Hydrobiologia* 514: 57-72.

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

Hoofdstuk III. Opslag van koolstof in ecosystemen.

Suzanna Lettens^{*}, Bruno De Vos^{*}, Jan Staes[°], Sander Jacobs[°] (*: INBO; °: UA-ECOBEL)

1. ABSTRACT

De koolstofcyclus vindt plaats op meerdere schaalniveaus in ruimte en tijd. Van het globale niveau tot lokale ecosystemen en van een geologische tijdschaal tot seizoenale cycli. De samenloop van deze cycli bepaalt de CO₂ concentratie in de atmosfeer. Met het verbranden van fossiele brandstoffen en veranderingen van landgebruik zoals ontbossing worden lange termijn stocks in versneld tempo in de biogeochemische cyclus gebracht, waardoor sterk verhoogde atmosferische CO₂ concentraties ontstaan die bijdragen tot het broeikaseffect.

Naast het terugdringen van activiteiten die C vrijstellen in de atmosfeer, kan de natuurlijke koolstofopslag van ecosystemen ook de hoeveelheid CO₂ in de atmosfeer verlagen. Terrestrische ecosystemen stockeren ongeveer 3 maal zoveel organische koolstof (OC) als er globaal aanwezig is in de atmosfeer. Hoe meer atmosferische CO₂ wordt vastgelegd in biomassa en bodemorganische stof, hoe minder deze kan bijdragen tot klimaatopwarming. Bodems bevatten wereldwijd meer C dan planten en atmosfeer samen, en zijn het voornaamste ecosysteem-compartiment voor C sequestratie. De bodems onder natuurlijke ecosystemen vertonen doorgaans grotere C stocks dan deze onder intensief landgebruik. De C voorraden zijn dus hoger in bosbodems en permanent grasland dan in tijdelijk grasland of akkerbodems. Bijna alle vormen van bodembewerking hebben een negatieve invloed op de C-stocks. Hoe meer biomassa in beheerde systemen ter plaatse blijft (oogstresten, maaisel, kroonhout), hoe meer C in de bodem kan worden opgeslagen. Onafhankelijk van het landgebruik bepaalt vooral de vochttoestand en het kleigehalte van de bodem de capaciteit voor koolstofopslag. Hoe natter de bodem en hoe hoger het kleigehalte, hoe meer C kan worden vastgelegd. Beheertechnische ingrepen zoals drainage verminderen de opslag, vernattingprocessen verhogen de voorraad aan bodemkoolstof. Van alle terrestrische ecosystemen stockeren bossen bovengronds de meeste C in hun biomassa en die ligt voor langere tijd vast in hout. De verblijftijd van C in grassen en gewassen daarentegen is veel korter.

Het type ecosysteem en de abiotiek bepalen dus in sterke mate de potenties voor C-opslag. De ecosysteemdienst 'koolstofopslag' kan maximaal geleverd worden door natuurlijke ecosystemen op vochtige tot natte, kleirijke bodems met een minimale verstoring en waarbij een belangrijk deel van de biomassa ter plaatse blijft. De basiswaarde van de ESD 'koolstofopslag' wordt op €183/ton C geschat. Onzekerheden bestaan er vooral over de impact van maatregelen op ecosystemen en de indirecte gevolgen van klimaatverandering, alsook over de socio-economische en politieke haalbaarheid van grootschalige landgebruikwijzigingen in Vlaanderen in functie van het maximaliseren van de koolstofopslag.

2. HET BELANG VAN KOOLSTOFOPSLAG IN DE VLAAMSE CONTEXT

De concentratie van CO₂ en andere broeikasgassen is de laatste decennia sterk toegenomen in de atmosfeer. Het is algemeen aanvaard dat deze toename grotendeels door de mens veroorzaakt wordt en dat ze geleid heeft tot het ontstaan van het broeikas effect (IPCC 2007). De concentraties aan broeikasgassen in de atmosfeer terugdringen of tenminste stabiliseren kan door de menselijke emissies te verminderen of door het reduceren van de in de atmosfeer aanwezige broeikasgassen. Deze tweede optie is theoretisch mogelijk via technologische oplossingen, zoals door CO₂ chemisch te binden of in luchtdichte geologische lagen te pompen. Ecosystemen kunnen echter op natuurlijke wijze (door toename van hun netto primaire productie of door het verminderen van heterotrofe respiratie) extra C uit de atmosfeer vastleggen waardoor de atmosferische concentraties verminderen. Vlaamse ecosystemen vertegenwoordigen een substantiële C-voorraad. Deze voorraad behouden door landgebruikvormen met hoge C-voorraad te beschermen moet steeds een eerste bekommernis zijn. Daarnaast kan het omvormen van C-arme gronden (zoals akkerland) naar landgebruikvormen die veel C bevatten (zoals bos of grasland) een belangrijke bijkomende C-opslag teweegbrengen. Ook een aangepast ecosysteembeheer kan atmosferische C vastleggen.

Met het Kyoto Protocol, dat geratificeerd werd in 2005, zijn de industrielanden overeengekomen om hun uitstoot van broeikasgassen in de periode 2008-2012 terug te dringen met gemiddeld 5,2 % ten opzichte van het niveau in 1990. België moet zijn uitstoot verminderen met 7,5 %, Vlaanderen met 5,2 %. Behalve maatregelen die de uitstoot door industrie, transport en huishoudens terugdringen en het aankopen van emissierechten in het buitenland, is er in het Kyoto Protocol ook plaats voor maatregelen die C-opslag in terrestrische ecosystemen bevorderen. Artikel 3.3 van het Kyoto Protocol voorziet de activiteiten bebossen, herbebossen en ontbossen en artikel 3.4 activiteiten voor het beheer van ecosystemen, namelijk bosbeheer, het opnieuw beplanten van verstoorde gronden en het beheer van landbouwgronden. België heeft deze laatste categorie echter niet mee opgenomen in zijn klimaatplan. Er moest immers jaarlijks op een betrouwbare manier over deze C-fluxen gerapporteerd worden, wat complex is en duur. Het was niet alleen onzeker of België effectief C opslaat via dergelijke maatregelen maar vooral of deze extra opslag meetbaar en aantoonbaar zou zijn.

Ondertussen zijn de onderhandelingen over maatregelen in het post-Kyoto tijdperk (na 2012) gestart. Eind 2009 werd in Kopenhagen een klimaatakkoord opgesteld dat opnieuw de doelstelling bevat om de gemiddelde mondiale temperatuurstoename te beperken tot 2°C. Sommige wetenschappers spreken van een noodzakelijke daling van de emissies met 40 % (relatief ten opzichte van het niveau van 1990) tegen 2020 en 80 % tegen 2050 willen we deze doelstelling bereiken.

3. KOOLSTOF-FLUXEN EN -VOORRADEN

3.1. Globale C-fluxen en -voorraden

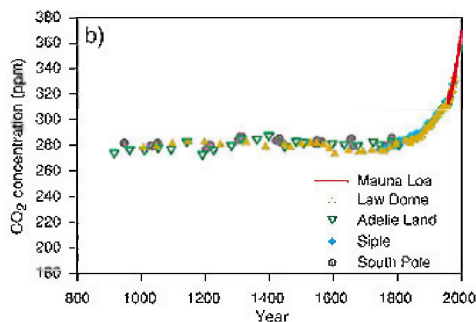
De koolstofkringloop beschrijft alle processen waarmee het element koolstof door het systeem Aarde circuleert. Er worden verschillende koolstofcycli onderscheiden. Een eerste basiscyclus is de geochemische cyclus van koolstofverwerking en vastlegging, die zich afspeelt op geologische

tijdschaal. Hierbij gaat het om geochemische processen, die gedurende meerdere duizenden tot miljoenen jaren plaatsvinden.

Een tweede cyclus is de lange biogeochemische koolstofkringloop. Hierbij gaat het om biochemische processen, die weliswaar in eerste instantie snel verlopen, maar gekoppeld zijn aan langlopende geologische processen. Daarbij wordt gesedimenteerd organisch materiaal onder zuurstofloze omstandigheden niet meer volledig afgebroken. Slechts een beperkt deel wordt door anaërobe bacteriën tot CH_4 omgezet. Door afdekking met bijkomende sedimentlagen en afzinken tot grotere diepten wordt druk en temperatuur verhoogd. Daardoor worden de van de lucht afgesloten organische biomoleculen omgezet in kerogeen (o.a. koolwaterstoffen of steenkool).

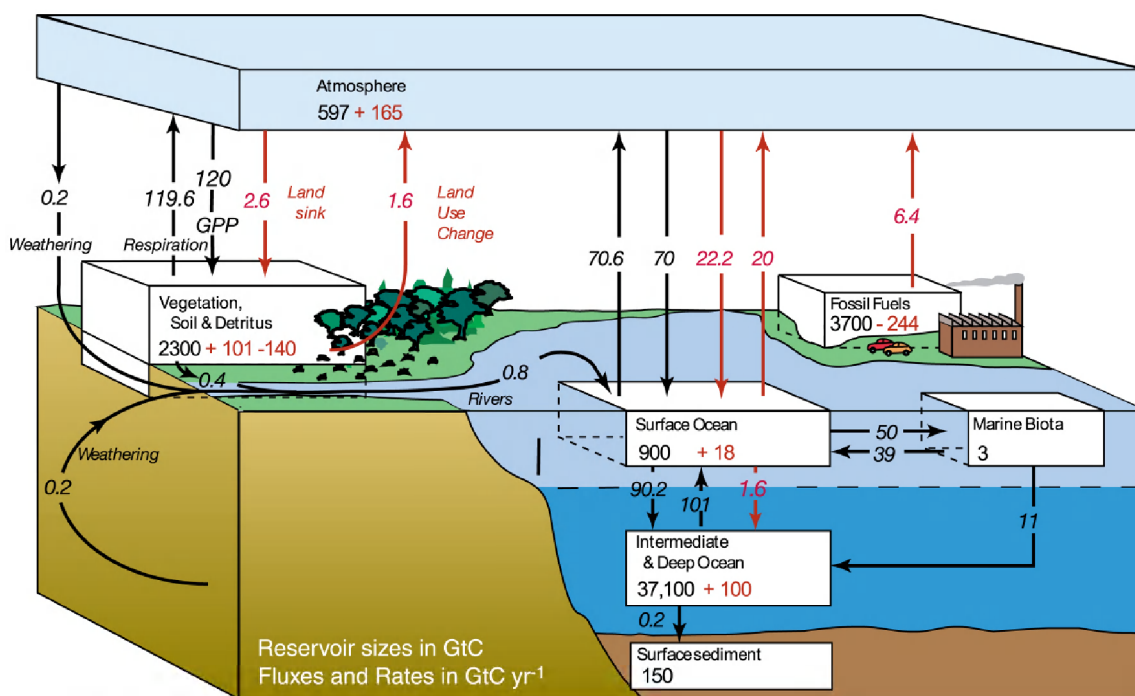
Een derde cyclus is de kortlopende biochemische koolstofkringloop. Hierbij gaat het om relatief snel verlopende biochemische processen van autotrofe en heterotrofe organismen. Door de fotosynthese van autotrofe organismen (planten en algen) wordt met behulp van zonlicht uit CO_2 organische stoffen gemaakt. Heterotrofe organismen zetten deze stoffen met zuurstof weer om in CO_2 . Bij heel wat organismen vindt onder zuurstofarme omstandigheden gisting plaats, waarbij de organische stof onvolledig in andere organische stoffen wordt omgezet en waarbij methaangas wordt vrijgesteld.

Menselijke processen hebben vandaag een wereldwijde en grote impact op de koolstofcyclus. Uit de analyse van boringen in het Antarctische ijs (Fig. 3.1) blijkt dat de concentratie van koolstofdioxide tenminste in de laatste 650.000 jaar niet hoger is geweest dan 300 ml/m^3 . Sinds het begin van de industriële revolutie steeg de concentratie exponentieel (Fig. 3.1: De rode lijn geeft de continue metingen van GAW-Station Mauna Loa op Hawaï sinds 1958 aan).



Figuur 3.1: CO₂ concentratie in de atmosfeer. Waarden voor 1958 zijn gereconstrueerde concentraties uit Antarctisch ijs (Barnola et al. 1995; Etheridge et al. 1996; Neftel et al. 1994; Siegenthaler & Wenk, 1988), waarden na 1958 zijn afkomstig van metingen in Mauna Loa (Keeling & Whorf, 2000).

Door de verbranding van fossiele koolstofhoudende brandstoffen (aardolie, aardgas, steenkool) komen per jaar $6,4 \text{ Gt C}$ vrij (Fig. 3.2: cijfers voor jaren '90). Van de $6,4 \text{ Gt C}$ nemen de zeeën $2,2 \text{ t C}$ per jaar op, aangezien door de verhoogde CO_2 -concentratie in de aardatmosfeer en de opwarming van de zeeën het diffusie-evenwicht verschuift naar de opgeloste koolstof. De door hetzelfde effect verhoogde fotosynthese van landplanten zorgt voor het vastleggen van nog eens $2,6 \text{ Gt C}$ per jaar. Veranderingen in landgebruik stoten $1,6 \text{ Gt C}$ uit. Uiteindelijk komt er dus elk jaar netto $3,2 \text{ Gt C}$ in de atmosfeer terecht, wat leidt tot een verhoging van de CO_2 -concentratie met ongeveer $1,5 \text{ ppm}$.



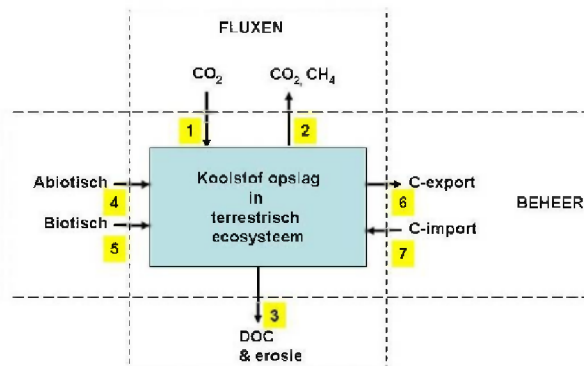
Figuur 3.2: Koolstofkringloop. Pre-industriële 'natuurlijke' fluxen zijn aangeduid in het zwart en 'antropogene' fluxen in het rood. Bruto fluxen hebben een onzekerheid van minstens 20%, enkel de rekenkundige waarden die de netto balans in evenwicht brengen worden getoond. (Bron: IPCC Fourth Assessment Report, WG1)

3.2. C- opslag in terrestrische ecosystemen

Algemeen

De C-stock is als resultante van C fluxen een intrinsieke eigenschap van elk ecosysteem en wordt dus de facto 'geleverd'. Specifieke beheeringrepen kunnen de C stock in positieve of negatieve zin beïnvloeden. Dit is gelinkt aan een traject naar een evenwichtssituatie. Bij een gedraineerde bodem zal de C-stock afnemen, terwijl bij bebossing van een akker de C-stock terug geleidelijk zal toenemen. Dit verklaart tevens de grote variabiliteit in meetwaarden (zowel voor de aanwezige stocks als de netto C uitwisseling), net omdat er meestal nog geen evenwicht bereikt is. Dat evenwicht wordt asymptotisch bereikt. Omdat op het einde van de evenwichtssituatie mineralisatie en strooiselproductie in evenwicht zijn, is er vrijwel geen netto opname of vrijstelling.

Fig. 3.3 illustreert schematisch twee componenten: een verticale component die verband houdt met de (natuurlijke) fluxen en een horizontale component die verwijst naar een antropogene sturing door beheerders.



Figuur 3.3: Vereenvoudigd schema van de factoren die inwerken op de ESD koolstofopslag in terreestrische ecosystemen. Nummers verwijzen naar uitleg in de tekst.

De koolstofopslag wordt bepaald door (nr 1 in Fig. 3.3) de fotosynthetische primaire productie, die CO₂ vastlegt in de biomassa van het ecosysteem. Door (2) autotrofe en heterotrofe respiratie komt CO₂ vrij in aërobe omstandigheden en methaan (CH₄) in gereduceerde condities. Koolstof kan het ecosysteem tevens verlaten door (3) uitspoeling van opgeloste koolstof (DOC) of door erosie van organisch bodemmateriaal.

Beheer van de abiotiek (4) kan de C opslag sturen in positieve zin (vernatting, inbreng nutriënten) of negatieve zin (drainage, verschraling). Biotische ingrepen (5) zoals keuze voor een specifiek landgebruik (akker, grasland, bos) en binnen het landgebruik de keuze voor een welbepaalde teelt of natuurtype is bepalend voor de potenties voor C-opslag. In samenhang met een specifieke beheervorm wordt C (6) geëxporteerd uit het systeem door het oogsten van gewassen of hout, door begrazing of afvoer van maaisel. Maar ook (7) import van koolstof door (stal)mest, compost, sedimentafzet, etc. is binnen specifieke beheerdaden mogelijk.

De situatie in Vlaanderen

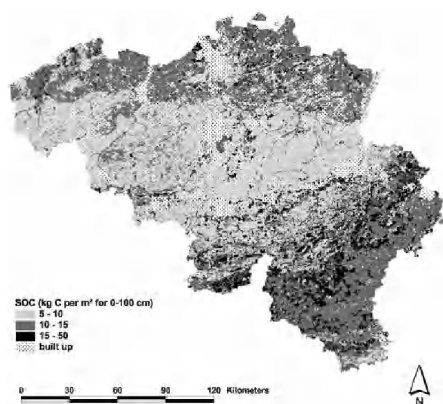
Indicatoren voor koolstofopslag zijn enerzijds de volumieke C-stock (pool) en de wijzigingen van deze stocks in de tijd die aangeven of het ecosysteem C opslaat (dan is het een 'sink') of vrijgeeft (dan is het een 'source'). Bovengrondse en ondergrondse C-stocks worden bepaald per oppervlakte-eenheid (ton C ha⁻¹). Voor bodems wordt doorgaans een referentiediepte van 1 m (voorheen 30 cm) gehanteerd. Sinks of sources worden algemeen uitgedrukt in t C ha⁻¹ jr⁻¹. De koolstofstock in de bodem (SOC) tot op 1 m diepte wordt voor België geschat tussen de 264 en 280 Mt C (Lettens et al. 2005a) en voor Vlaanderen tussen de 89 en 98 Mt C (Meersmans et al. 2008). De stock in bosbodems bedraagt tussen de 20 en 24 Mt C in de minerale bodem en 3 tot 3.9 Mt C in de strooisellaag (De Vos 2009). Bosbodems stockeren per oppervlakte-eenheid meer SOC dan bodems onder grasland of akkers, zeker wanneer de strooisellaag wordt meegeteld.

Akkerbodems in Vlaanderen hebben de laagste 1 m-stocks met gerapporteerde gemiddelden tussen de 74 en 89 t C ha⁻¹ (Lettens et al. 2005a; Liebens et al 2003; Meersmans et al. 2008; Sleutel et al. 2003), voor graslanden werden gemiddelden gerapporteerd tussen de 114 en 158 t C ha⁻¹ (Lettens et

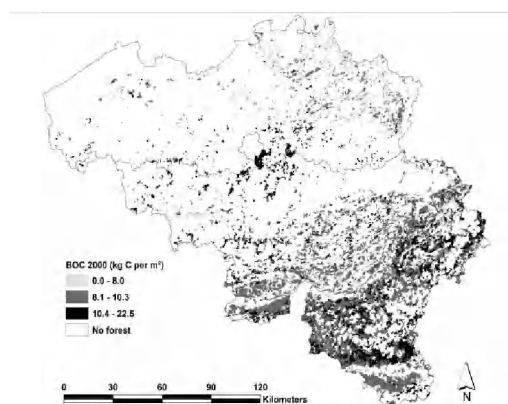
al. 2005a; Liebens et al. 2003; Meersmans et al. 2008; Mestdagh et al. 2004) en voor bosbodems (exclusief strooisellaag) tussen de 138 en 169 t C ha⁻¹ (De Vos 2009; Lettens et al. 2005a).

De koolstofstock in de bovengrondse biomassa (BOC) van bossen werd voor het jaar 2000 geschat op 57.8 Mt C voor België, waarvan 9.4 Mt C in Vlaanderen en 48.4 Mt C in Wallonië. Per oppervlakte-eenheid bedraagt de C stock gemiddeld tussen de 87 en 100 t C ha⁻¹, waarbij loofhoutbossen de meeste BOC vastleggen (Lettens et al. 2008).

Onderstaande kaarten geven een beeld van de C-voorraad in de bodem (SOC, Fig. 3.4) en in de bosbiomassa (BOC, Fig. 3.5) in België voor het jaar 2000 (Lettens et al. 2008; Lettens et al. 2005b). Een hoge SOC-voorraad komt voor in bodems met veen of zware klei onder bos of grasland in Wallonië. In Vlaanderen bevatten een aantal alluviale bodems, veengronden en Podzols zeer hoge C voorraden. De vruchtbare leemgronden in het centrum van het land bevatten eerder lage voorraden, waarschijnlijk omdat het landgebruik hier hoofdzakelijk intensieve akkerbouw is. Biomassa C is hoog in de bossen op diepe vruchtbare leemgronden en zandige leembodems in het centrum van België. Zeer lage BOC komt voor in bossen op duingronden, venige gronden en natte zandgronden.

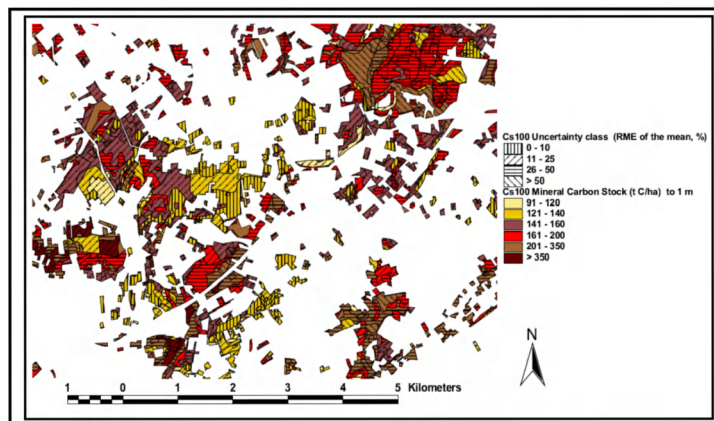


Figuur 3.4: Spatiale verdeling van stocks aan bodemkoolstof (SOC) tot 1 m diepte in België



Figuur 3.5: Spatiale verdeling van stocks aan biomassakoolstof (BOC) van de bossen in België

De Vos (2009) ontwikkelde een koolstofkaart (GIS themalaag) voor de bosbodems in Vlaanderen op basis van historische (HIBBOD) en recente (ForSite) bosbodembanken, waarbij naast de stocks in minerale bodem en strooisellaag ook de onzekerheid van de geschatte stocks wordt aangegeven (Fig. 3.6).



Figuur 3.6: Detail uit de bosbodemkoolstofkaart voor Vlaanderen met aangifte van de minerale SOC stocks

3.3. Abiotische randvoorwaarden voor koolstofopslag

Abiotische factoren die de C-voorraad in de bodem positief beïnvloeden zijn textuur en vochtgehalte. In een vochtige bodem met veel klei zal het C-gehalte steeds hoger zijn omdat door zuurstofgebrek de afbraakprocessen er traag verlopen. Algemeen blijkt de hydrologie van de bodem één van de belangrijkste abiotische controlerende variabelen te zijn (Callesen et al. 2003; Davidson 1995; De Vos 2009; Meersmans et al. 2008). In hydromorfe bodems, waar veenontwikkeling kan optreden, zijn de SOC stocks tot 1 m diepte al snel een factor 2 tot 6 maal hoger dan in andere bodems. Waar de C-concentraties dalen met toenemende diepte in een normale bodem, blijven ze ook op grote diepte zeer hoog in veenbodems.

Hoe minder bodems verstoord worden door fysische bodembewerking, hoe hoger hun potentiële C opslag is. Ploegen en frezen van bodems breekt niet alleen de bodemaggregaten, maar zorgt ook voor versnelde oxidatie en mineralisatie van het organisch materiaal en een drastische afbouw van de C voorraad.

Het effect van toekomstige veranderingen in abiotische groeivoorwaarden is vaak nog onzeker (zie ook paragraaf 5.1). Hogere atmosferische CO₂ concentratie en N depositie kunnen, bij voldoende vocht en andere nutriënten, de netto primaire productie verhogen. In dat geval stimuleren ze de boven- en ondergrondse C opslag in levende biomassa (BOC). Dit kan op lange termijn ook leiden tot toenemende ondergrondse C opslag in de bodem. Hoe bepalend de factor temperatuurstijging zal zijn voor C opslag is momenteel nog onduidelijk. Voor de gebieden waar klimaatsopwarming gepaard gaat met verdroging zal de koolstofopslag in bodem en biomassa hoogstwaarschijnlijk dalen, wanneer echter meer neerslag en vernatting optreedt, zal de koolstofopslag vermoedelijk stijgen.

3.4. Biotische randvoorwaarden voor koolstofopslag

Natuurlijke en half-natuurlijke ecosystemen waarbij het menselijk ingrijpen beperkt is evolueren naar een steady-state met een hoge C-voorraad. Verstoring van het ecosysteem en/of de bodem leidt steeds tot een vermindering van de bovengrondse en ondergrondse stocks. De rol van micro-organismen in het afbraakproces is uiterst belangrijk, vooral voor het vormen van stabiele humuscomplexen in de bodem die C voor lange tijd sequestreren. De hoeveelheid en kwaliteit van het strooisel (in bossen en natuurgebieden) en de oogstresten (in landbouwsystemen) zijn niet alleen belangrijk als voedingsbron voor de micro-organismen, maar bepalen ook in hoge mate hoe labiel de finale C stocks in de bodem zullen zijn. Bodemorganismen (zoals anekische regenwormen) die het organisch materiaal diep in de bodem inwerken zorgen voor meer C op grotere diepte die daar stabiel opgeslagen zit.

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit koolstofopslag

De waarde van C wordt internationaal vaak uitgedrukt in ton CO₂-equivalent. Deze eenheid houdt rekening met de 'global warming potential' van broeikasgassen. Het broeikasgas methaan (CH₄) is 21 maal krachtiger dan CO₂ en lachgas (N₂O) 310 keer. De impact van maatregelen die effect hebben op meerdere broeikasgassen kan zo in één getal uitgedrukt worden. Omdat het moleculaire gewicht van C 3,66 maal lichter is dan CO₂ is de waarde van 1 ton C 3,66 keer hoger dan de waarde van 1 ton CO₂-equivalent. In wat volgt zijn alle waarden per ton C uitgedrukt vermits de focus hier op het broeikasgas CO₂ ligt en N₂O en CH₄ buiten beschouwing blijven.

Als indicator voor de waarde van C kan men het welvaartsverlies in termen van het wereldwijde BNP hanteren, verdisconteerd over een lange periode (100, 200 of meer jaar). Een overzicht van de verschillende studies is weergegeven in een artikel van Tol (2005). Hij vergeleek en analyseerde 103 schattingen uit 28 studies rond de marginale schadekost van C. Bij een combinatie van alle studies in het model is de mediaan \$14/ton C, het gemiddelde \$93/ton C en het 95^{ste} percentiel \$350/ton C. Hij concludeert dat bij standaard assumpties van verdiscontering en aggregatie, het onwaarschijnlijk is dat de marginale schadekost de \$50/ton C (€42/ton C in 2005) overschrijdt. De meeste studies geven aan dat de totale impact beperkt is tot enkele procenten van het mondiale BNP. Deze studies geven een solide ondergrens van de totale kosten, maar zijn onvolledig omdat ze zich beperken tot de best gekende impacts, in het bijzonder de schade in economische sectoren en volksgezondheid (MIRA, 2008).

Andere studies hanteren de marginale milieuschadecosten als indicator. Een overzicht van de literatuur hierover en hoe de indicatorwaarden kunnen gebruikt worden in beleid werd samengevat door Watkiss et al (2005). Deze indicator bouwt voort op de eerste, maar is makkelijker te linken met de kosten van klimaatbeleid. Zij suggereren iets hogere cijfers, waarbij de externe kost stijgt in de tijd en met een centrale schatting van €51 tot €194 per ton C uitgestoten in 2000. De totale bandbreedte gaat van €15 tot €326 euro/t C.

In de standaardmethodiek MKBA (Liekens et al. 2009) wordt uitgegaan van cijfers uit eerdere Vlaamse analyses (VITO, 2004; De Ceuster, 2004; MIRA, 2005) met een centrale schatting van €73/ton C. Op basis van bovenstaande recentere studies wordt door de auteurs van MIRA 2008, achtergronddocument Klimaatverandering, een basiswaarde van €183/ton C (Liekens et al. 2009) vooropgesteld.

Koolstofkredieten aankopen in het buitenland is een maatregel die voorzien wordt door het Kyoto Protocol en die wordt toegepast door België. C kredieten worden verhandeld op de zogenaamde 'carbon market'. Er bestaan vier soorten:

- AAUs (Assigned Amount Units): landen die hun uitstoot sterker reduceren dan ze verplicht zijn binnen Kyoto kunnen deze extra C verkopen aan andere landen. Dit gaat zowel over verminderde uitstoot door verbrandingsprocessen als over verhoogde C-opslag in ecosystemen.
- CERs (Certified Emission Reductions): kredieten die worden uitgereikt voor emissiereductie onder de 'Clean Development Mechanisms' (CDM) , waarbij een industrieland propere technologie uitvoert naar een ontwikkelingsland en zo een emissie reductie realiseert (bvb zonnepanelen, maar ook bebossingsprojecten)
- ERUs (Emission Reduction Units): kredieten verkregen voor emissiereductie onder 'Joint Implementation' (JI), gelijkaardig aan CDM, maar tussen 2 industrielanden die het Kyoto Protocol onderschrijven.
- RMUs (Removal Units): deze kredieten worden verkregen door activiteiten onder Artikel 3.3 en 3.4 van het Kyoto Protocol, die gaan over C-opslag in ecosystemen.

De ontwikkeling van deze marktmechanismen heeft er ook toe geleid dat er een prijs ontstond voor C kredieten. Elk type C-krediet komt overeen met 1 ton C. De prijzen voor de kredieten variëren in de tijd. Eind 2007 werd €29-48 betaald per ton C voor CER's, met een gemiddelde prijs van €37 (Capoor & Ambrosi 2008). Het type CDM project is van belang voor de prijs van de CER, bebossingsprojecten krijgen bijvoorbeeld vaak een lagere prijs, omdat de onzekerheid groter is. Ook het land van oorsprong bepaalt de prijs, met een hogere prijs voor CDM projecten in landen met een technologische voorsprong, een stabiele economie en betrouwbare samenwerkingsovereenkomsten, zoals China of Brazilië. Een ERU kost gemiddeld €33 in 2007, minder dan de CERs, opnieuw omwille van een grotere onzekerheid (goedkeuring van deze projecten door het gastland is soms problematisch). De toekomstige prijsevolutie hangt af van de onderhandelingen betreffende de periode na 2012. De C markt is immers volledig artificieel en bestaat enkel dankzij de internationale verplichtingen van landen.

4.2. Maatregelen om natuurlijke koolstofopslag te maximaliseren

Mogelijke maatregelen voor bijkomende C opslag veronderstellen ofwel een verandering van landgebruik ofwel een verandering van beheer. Een verandering van landgebruik kan een grote C winst creëren indien een C-arm landgebruik wordt omgezet naar een C rijk. Akkerland omvormen tot

permanent grasland of bos zal een aanzienlijke hoeveelheid C opslaan in de bodem en voor bos eveneens in de biomassa. Uiteraard is het niet zinvol om een bestaand bos te kappen en nieuw bos te planten aangezien er in dat geval netto C zal afgegeven worden. Maar ook bos planten op akkerland kan ervoor zorgen dat elders bos gekapt wordt om nieuw akkerland te creëren. De bescherming van bestaande landgebruiksvormen met hoge C-voorraad moet dus steeds voorrang krijgen.

Het beheer per landgebruik heeft eveneens een grote impact op de C-voorraad. Voor de periode 1990-2000 werd vastgesteld dat de C-voorraad afnam in akkerland en grasland in Vlaanderen. Studies tonen aan dat Vlaams landbouwgebied tussen 1990 en 2000 een source was van C met netto emissies van $0.4 - 0.8 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ uit akkerland en $0.7 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ uit grasland (Lettens et al. 2005, Sleutel et al. 2003). De verklaring hiervoor werd gezocht in het afgenomen gebruik van dierlijke meststoffen en de strengere regelgeving met betrekking tot bemesting. De C voorraad in akkerland kan opnieuw stijgen door alle maatregelen die het organische stof gehalte doen toenemen of verliezen van organische stof beperken. Hieronder vallen onder andere minimale of niet-kerende grondbewerking, erosiepreventie door te ploegen evenwijdig met de hoogtelijnen of hagen en kleine landschapselementen aan te leggen, het land zo kort mogelijk braak laten liggen in de zomer (na het oogsten van wintergraan) en vermindering van de N-bemesting (Vandenbygaart et al. 2004; Falloon et al. 2004). Teeltkeuze is uiteraard ook belangrijk. Teelten van meerjarige gewassen slaan meer C op in hun beter ontwikkelde ondergrondse wortels en bovengrondse biomassa en bedekken de bodem gedurende een langere periode.

Dendoncker et al. (2004) schatten voor België welke extra C-opslag mogelijk is door aangepast beheer (inclusief bebossing) van landbouwgronden. Ze houden rekening met de geldende milieuwetgeving en regionale maatregelen die het gebruik van dierlijke meststoffen aan banden legt. Verandering van klimaat wordt niet expliciet mee in rekening gebracht. De bijkomende C sequestratie wordt vooral gerealiseerd door de aanleg van bio-energie-teelten (96 kton C per jaar) en het toedienen van stalmest die bestemd was voor grasland aan akkerland (84). Verder wordt ook C opgeslagen door bebossing van landbouwgronden (32), toepassen van niet-kerende bodembewerking (16), bodembedekkende gewassen na wintergraan te zaaien (15), venige landbouwgronden beter te beheren (13,4) en door bio-landbouw toe te passen (2,2). Ze schatten dat België tegen 2010 maximaal een reductie van 0,90% van de 1990 emissies kan verwachten door dergelijke maatregelen. Deze schattingen gaan ervan uit dat tegen 2010 maximaal 20.000 ha akkerland kan omgevormd worden tot bio-energie-teelten en 15.000 ha tot nieuw bos en dat geen akkerland naar grasland zal omgezet worden. In een tweede artikel voorspellen Dendoncker et al. (2008) de toekomstige (in 2020 en 2050) evolutie van de bodem C-voorraad onder het IPCC klimaatscenario (Nakicenovic et al. 2000) met de hoogste temperatuurstoename (A1F1 scenario). De veranderingen in landgebruik tussen 1990 en 2050 zijn bijna uitsluitend omzetting van grasland en akkerland naar bos. Daarnaast wordt een klein aandeel landbouwgrond bebouwd en enkele percelen grasland worden akkerland en omgekeerd. De auteurs vinden een gemiddelde toename van ongeveer 2 ton C ha^{-1} . Ongeveer 40% van deze toename is te wijten aan een veranderend klimaat en 60 % aan de landgebruikveranderingen. De C-voorraad van bodems onder akkerland nam af en de C-voorraad onder grasland nam toe.

In bossen kan een langere rotatietijd en een aangepaste boomsoortenkeuze leiden tot grotere hoeveelheden biomassa op stam en dus grotere C-opslag (Laitat et al. 2004). Meer levende biomassa produceert meer strooisel wat de C-opslag in de bodem bevordert (Barford et al. 2001; Johnson & Curtis 2001; Liski et al. 2002). Bodem-C is ook in grote mate afhankelijk van de ondergrondse biomassa. De C-flux van wortels naar de bodem C voorraad kan belangrijker zijn dan de flux van strooisel naar de bodem (Davidson et al. 2002, Guo & Gifford 2002). Bossen met een hogere productiviteit verhogen ook de ondergrondse C-allocatie. Johnson & Curtis (2001) onderzochten in een meta-analyse het effect van bepaalde aspecten van bosbeheer op de C-voorraad. Het achterlaten van oogstresten in het bos veroorzaakte een significante verhoging van 18% van de bodem-C. Dit effect gold echter enkel voor naaldbos. Daarnaast bleek ook dat het toedienen van bemesting en het introduceren van N-fixerende planten een significante toename van de bodem-C teweeg bracht en dit voor naald-, loof- en gemengd bos. Lettens et al. (2005) vonden een toename in de C-voorraad van Vlaamse bosbodems van 62 ton C ha⁻¹ naar 79 ton C ha⁻¹ in de periode 1960-2000. De Vos (2009) vond in dezelfde periode een significante toename van 0.13 t C ha⁻¹ jr⁻¹ en dit uitsluitend in de bovenste 10 cm van de minerale bosbodem. Deze toename werd onder andere toegeschreven aan de gestegen productiviteit van bossen die leidt tot een hogere productie van strooisel en fijne wortels. Tengevolge van de hogere productiviteit en de toenemende gemiddelde leeftijd van de Vlaamse bossen is ook de C-voorraad in bosbiomassa toegenomen. Er bestaat een Vlaamse en een Waalse bosinventaris voor het jaar 2000 en een Waalse bosinventaris van 1984. De C-voorraad in bosbiomassa in Vlaanderen bedroeg in 2000 gemiddeld 85 ton C ha⁻¹ (Lettens, 2008; Vande Walle et al. 2005). Loofbos (98 ton C ha⁻¹) en gemengd bos (82 ton C ha⁻¹) bevatten gemiddeld meer C in biomassa dan naaldbos (78 ton C ha⁻¹). In Wallonië is de biomassa C gestegen van gemiddeld 84 ton C ha⁻¹ in 1984 naar 95 ton C ha⁻¹ in 2000 (Lettens et al. 2008). Ook door andere auteurs werd een toename van de C-opslag in bosbiomassa en bosbodems vastgesteld, in Finland door Liski et al. (2006) en meer algemeen voor alle Europese landen door Nabuurs et al. (2003) en De Vries et al. (2003). Verwacht wordt dat deze toename zich in de toekomst zal verderzetten.

Algemeen kan gesteld worden dat potenties voor extra C opslag zich in Vlaanderen vooral situeren op agrarische bodems en in valleigebieden. In landbouwgebieden kan aangepast beheer de C voorraad doen toenemen. Marginale gronden in valleigebieden die momenteel als akkerland gebruikt worden kunnen een nieuwe C-rijke bestemming krijgen, zoals permanent grasland, bos of bio-energiecultuur. In bossen kan een beheer dat de voorraad dood en levend hout maximaliseert zorgen voor bijkomende C-opslag. Hier zullen toekomstige veranderingen van klimaat en N-depositie in sterke mate mee bepalen hoe de C voorraad evolueert.

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Onrechtstreekse effecten

De mens beïnvloedt de C-cyclus rechtstreeks via veranderingen in landgebruik of beheer van ecosystemen en via het verbranden van fossiele brandstoffen. Daarnaast zijn er ook effecten die de C-cyclus beïnvloeden maar niet rechtstreeks door de mens veroorzaakt worden. Zo zullen veranderingen in temperatuur en atmosferische CO₂-concentratie de opname van C door

ecosystemen sterk beïnvloeden. Op die manier ontstaat er een complex mechanisme van terugkoppelingen waarvan de gevolgen moeilijk te voorspellen zijn.

Een hogere temperatuur zal (tot op zekere hoogte) fotosynthese doen toenemen, maar zal ook leiden tot een snellere afbraak van organisch materiaal in de bodem (e.g. Janssens et al. 2001; Knorr et al. 2005). Vooral op lange termijn en bij aanhoudende klimaatverandering bestaat het risico dat bodems C zullen afgeven. Na een temperatuurstoename zal in eerste instantie enkel de relatief kleine labiele C voorraad verminderen, maar daarna kan ook de zeer grote stabiele C stock versneld afgebouwd worden en C emissies veroorzaken (Knorr et al. 2005).

Het effect van toenemende CO₂ concentratie op C-opslag is een punt van discussie tussen wetenschappers. Het is algemeen aanvaard dat een hogere atmosferische CO₂ concentratie fotosynthese van planten stimuleert (e.g. Curtis & Wang, 1998; Medlyn et al. 1999; Norby et al. 2002). Dit zou ook de productie van strooisel en fijne wortels doen toenemen en op die manier de C voorraad in de bodem verhogen (Liski et al. 2002; Karjalainen et al. 2002; Nabuurs et al. 2000; Barford et al. 2001; De Vos 2009). Andere auteurs waarschuwen echter voor te optimistische voorspellingen. Zo vonden Oren et al. (2001) geen toename in de hoeveelheid biomassa in dennen die op zeer arme bodem groeiden. Enkel na toedienen van bemesting was er een duidelijke toename in biomassa-productie. De groeitoename wordt dus gelimiteerd door de beschikbaarheid van nutriënten. Dit onderstreept ook het belang van N-depositie (Houghton, 1999). Garten et al. (2009) vonden gelijkaardige resultaten voor vochtgehalte. Zij besloten dat het bodemvochtgehalte een grotere invloed heeft op de opslag van C in de bodem dan temperatuur en atmosferische CO₂-concentraties.

Bovendien werd vastgesteld dat een toename in de productie van bladval en van de strooisellaag op de bodem niet noodzakelijk leidt tot een toename van de hoeveelheid C in de bodem (Schlesinger & Lichten 2001, Cardon et al. 2001, Hagedorn et al. 2001). Deze auteurs suggereren dat de extra C uit bladval terecht komt in de labiele en snel mineraliseerbare bodem C. Zij verwachten geen toename van de C-voorraad in de bodem bij toenemende atmosferische CO₂-concentraties.

5.2. Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden

Belangrijke vragen en afwegingen dringen zich op wanneer men de ESD koolstofopslag wil optimaliseren, zoals:

- onder welke omstandigheden is de afbouw van het akkerareaal ten bate van grasland, natuurgebied en bos om meer SOC te sequestrenen socio-economisch verantwoord?
- welke impact hebben cultuurmaatregelen zoals beperken of stopzetten drainage op de landbouwproductie en de bosbouw?
- kunnen specifieke natuurbehouds-tendenzen inzake omzettingen van landgebruik waarbij grote hoeveelheden C vrijkomen (nog) doorgaan (bvb omzettingen van bos naar heide, verschrallingsbeheer); wat is prioritair ?
- hoe moet men omgaan met conflicterende maatregelen (bvb meer stalmest verhoogt de C voorraad, maar anderzijds is er de vermestingproblematiek en de eutrofiëring).

Deze en andere afwegingen bepalen de randvoorwaarden voor de ecosysteemdienst koolstofopslag in Vlaanderen, en vertragen het implementeren van urgente en evidente maatregelen.

5.3. Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen

In de laatste 10 jaar is er wereldwijd een belangrijke wetenschappelijke kennisbasis opgebouwd inzake koolstofopslag in terrestrische ecosystemen. In Vlaanderen waren diverse onderzoekscentra betrokken bij de inschatting van C stocks voor de belangrijkste landgebruikvormen. De Universiteit Gent en K.U.Leuven/UCL waren vooral trekkers in federale onderzoeksprogramma's (respectievelijk CASTEC en Metage) voor het begroten van de C stocks in België. Universiteit Antwerpen heeft een uitgebreide expertise inzake modelleren en rechtstreeks meten van koolstoffluxen tussen vegetatie en bodem. Het INBO is het belangrijkste kenniscentrum inzake de C stocks in niet-agrarische bodems. De gegevens van de C stocks zijn verspreid over diverse instanties, o.a. UGent, K.U.Leuven, ILVO, Belgische Bodemkundige Dienst en INBO.

Belangrijk in deze fase is:

- het compileren, analyseren en synthetiseren van alle (verspreide) Vlaamse C data (zowel bovengronds als ondergronds) en dat voor elk ecosysteem;
- het aanmaken van gebiedsdekkende koolstofkaarten voor geheel Vlaanderen met aangifte van zowel de stocks, de sinks als de sources (schattingen inclusief onzekerheden);
- het aflijnen van speciale beschermingszones voor gebieden met hoge C stocks en hun verstoringrisico's;
- het aflijnen van gebieden met de hoogste potenties voor bijkomende C opslag;
- het uitvoeren van een brede socio-economische haalbaarheidstudie ten aanzien van beheermaatregelen voor het verhogen van de C-stocks en noodzakelijke wijzigingen in landgebruik (intersectorieel: landbouw, natuur en bos);
- Het afwegen van natuurlijke koolstofopslag tegenover andere maatregelen als emissiebeperking en kunstmatige koolstofopslag
- Het uitbouwen van een statistisch verantwoord monitoringsmeetnet in Vlaanderen om de evoluties van de C stocks nauwgezet te kunnen volgen zowel in agrarische als natuurlijke en semi-natuurlijke ecosystemen en voor lange termijn de klimaatsimpact op die evoluties te kunnen inschatten.

6. VOORBEELDEN VAN NATUURLIJKE KOOLSTOFOPSLAG IN VLAANDEREN

In Vlaanderen bestaan een aantal maatregelen die impact hebben op de zogenaamde ARD (Afforestation, Reforestation and Deforestation) activiteiten uit het Artikel 3.3 van het Kyoto Protocol. De aanleg van nieuwe bossen wordt gestimuleerd door subsidies uit te reiken voor de bebossing van landbouwgronden. Sinds 2001 is de zogenaamde ontbossingsstop en de boscompensatie van kracht. Dit wil zeggen dat ontbossing in principe verboden is in Vlaanderen. Percelen die op de structuurplannen ingekleurd staan als woongebied of industriegebied kunnen echter wel ontbost

worden na het aanvragen van een vergunning. In dit geval wordt wel een goedgekeurd compensatievoorstel geëist. Dit houdt in dat de bezitter zelf nieuwe percelen moet bebossen of een bedrag kan overmaken naar het Bossenfonds van de Vlaamse overheid, die het ter beschikking stelt van het Agentschap voor Natuur en Bos, die met dit fonds compenserende bebossing moet realiseren. Netto realiseren de subsidiemaatregelen en de bebossingen met het Bossenfonds een kleine jaarlijkse toename van de oppervlakte bos in Vlaanderen.

Een andere maatregel die de C-opslag beïnvloedt maar niet gevaloriseerd wordt in het Kyoto Protocol is het stimuleren van de ecologische bosfunctie via subsidies en door de uitbouw van de bosgroepen. Dit kan leiden tot het gebruik van boomsoorten met langere omlooptijden (bv. populier vervangen door inheemse langlevende boomsoorten) en dus een grotere C-voorraad op stam. De aanwezigheid van dood hout in het bos wordt eveneens gestimuleerd in het kader van natuurgerichte bosbouw.

Recent werden in Vlaanderen diverse proefprojecten opgestart rond korte omloophout (SRF) op landbouwgronden. De ervaringskennis die daarmee wordt opgebouwd zal toelaten grootschaliger projecten te realiseren, waarbij landbouwers een degelijk inkomen kunnen verwerven met deze vorm van (groene) energieteelt en tegelijk de C opslag in landbouwbodems verhoogd kan worden.

7. LITERATUUR

Barford CC, Wofsy SC, Goulden ML, Munger JW, Pyle EH, Urbanski SP, Hutyla L, Saleska SR, Fitzjarrald D, Moore K (2001) Factors controlling long- and short-term sequestration of atmospheric CO₂ in a mid-latitude forest. *Science* 294, 1688-1691.

Barnola JM, Anklin M, Porcheron J, Raynaud D, Schwander J, Stauffer B (1995) CO₂ evolution during the last millennium as recorded by Antarctic and Greenland Ice. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 47, 264-272.

Callesen I, Liski J, Raulund-Rasmussen K, Olsson MT, Tau-Strands L, Vesterdal L and Westman CJ (2003) Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils, relationships with climate and texture class. *Global Change Biology* 9, 358-370.

Capoor K, Ambrosi P (2008) State and trends of the carbon market 2008. Washington D.C., World Bank.

Cardon ZG, Hungate BA, Cambardella CA, Chapin III FS, Field CB, Holland EA, Mooney HA (2001) Contrasting effects of elevated CO₂ on old and new soil carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 365-373.

Curtis PS, Wang X (1998) A meta-analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form and physiology. *Oecologia* 113, 299-313.

Davidson EA (1995) Spatial covariation of soil organic carbon, clay content, and drainage class at a regional scale. *Landscape Ecology* 10, 349-362.

Davidson EA, Savage K, Bolstad P, Clark DA, Curtis PS, Ellsworth DS, Hanson PJ, Law BE, Luo Y, Pregitzer KS, Randolph JC, Zak D (2002) Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 113, 39-51.

De Ceuster G (2004) Internalisering van externe kosten van wegverkeer in Vlaanderen.

Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA/2004/04. Transport & Mobility Leuven.

De Vos B (2009) Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders. PhD dissertation. Department of Earth and Environmental Sciences. K.U.Leuven, Leuven. pp. 296.

De Vries W, Reinds GJ, Posh M, Sanz MJ, Kraus GHM, Calatayud V (2003) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. ICP/EC-UN/ECE.

Dendoncker N, van Wesemael B, Rounsevell MDA, Roelandt C, Lettens S (2004) Belgium's CO₂ mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 101-116.

Dendoncker N, Van Wesemael B, Smith P, Lettens S, Roelandt C, Rounsevell M (2008) Assessing scale effects on modelled soil organic carbon contents as a result of land use change in Belgium. *Soil Use and Management* 24, 8-18.

Etheridge DM, Steele LP, Langenfelds RL, Francey RJ, Barnola JM, Morgan VI (1996) Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO₂ over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 101, 4115-4128.

Falloon P, Powelson D, Smith P (2004) Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management* 20, 240-247.

- Garten CT, Classen AT, Norby RJ (2009) Soil moisture surpasses elevated CO₂ and temperature as a control on soil carbon dynamics in a multi-factor climate change experiment. *Plant and Soil* 319, 85-94.
- Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360.
- Hagedorn F, Maurer S, Egli P, Blaser P, Bucher JB, Siegwolf R (2001) Carbon sequestration in forest soils: effects of soil type, atmospheric CO₂ enrichment, and N deposition. *European Journal of Soil Science* 52, 619-628.
- Houghton RA (1999) The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 51, 298-313.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- Janssens IA, Lankreijer H, Matteucci G, Kowalski AS, Buchmann N, Epron D, Pilegaard K, Kutsch W, Longdoz B, Grunwald T, Montagnani L, Dore S, Rebmann C, Moors EJ, Grelle A, Rannik U, Morgenstern K, Oltchev S, Clement R, Gudmundsson J, Minerbi S, Berbigier P, Ibrom A, Moncrieff J, Aubinet M, Bernhofer C, Jensen NO, Vesala T, Granier A, Schulze ED, Lindroth A, Dolman AJ, Jarvis PG, Ceulemans R, Valentini R (2001) Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology* 7, 269-278.
- Johnson DW, Curtis PS (2001) Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227-238.
- Karjalainen T, Pussinen A, Liski J, Nabuurs GJ, Erhard M, Eggers T, Sonntag M, Mohren GMJ (2002) An approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget: Germany as a case study. *Forest Ecology and Management*, 162 87-103.
- Keeling CD, Whorf TP (2000) The 1,800-year oceanic tidal cycle: A possible cause of rapid climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97, 3814-3819.
- Knorr W, Prentice IC, House JI, Holland EA (2005) Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature* 433, 298-300.
- Laitat E, Perrin D, Sheridan M, Lebegue C, Pissart G (2004) EFOBEL un modèle de calcul de la séquestration du carbone par les forêts, selon les termes des accords de Marrakech et les engagements de rapportage de la Belgique au Protocole de Kyoto. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 8, 27-40.
- Lettens S, Van Orshoven J, Perrin D, Van Wesemael B, Muys B (2008) Organic carbon stocks and stock changes of forest biomass in Belgium derived from forest inventory data in a spatially explicit approach. *Annals of Forest Science* 65, 1286-1456.
- Lettens S, Van Orshoven J, Van Wesemael B, De Vos B and Muys B (2005a) Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma* 127, 11-23.
- Lettens S, Van Orshoven J, van Wesemael B, Muys B, Perrin D (2005b) Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11, 2128-2140.
- Liebens J and Van Molle M (2003) Influence of estimation procedure on soil organic carbon stock assessment in Flanders, Belgium. *Soil Use and Management* 19, 364-371.
- Liekens Inge, Jan Staes, Marije Schaafsma, Leo De Nocker, Roy Brouwer, Patrick Meire. (2009) Economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor MKBA. Studie uitgevoerd in opdracht van: LNE afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.
- Liski J, Lehtonen A, Palosuo T, Peltoniemi M, Eggers T, Muukkonen P, Makipaa R (2006) Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 - an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63, 687-697.
- Liski J, Perruchoud D, Karjalainen T (2002) Increasing carbon stocks in the forest soils of Western Europe. *Forest Ecology and Management* 169, 159-175.
- Medlyn BE, Badeck FW, De Pury DGG, Barton CVM, Broadmeadow M, Ceulemans R, De Angelis P, Forstreuter M, Jach ME, Kellomaki S, Laitat E, Marek M, Philippot S, Rey A, Strassmeyer J, Laitinen K, Liozon R, Portier B, Roberntz P, Wang K, Jarvis PG (1999) Effects of elevated [CO₂] on photosynthesis in European forest species: a meta-analysis of model parameters. *Plant Cell and Environment* 22, 1475-1495.
- Meersmans J, De Ridder F, Canters F, De Baets S and Van Molle M (2008) A multiple regression approach to assess the spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143, 1-13.
- Mestdagh I, Lootens P, Van Cleemput O and Carlier L (2004) Soil organic carbon stocks in Flemish grasslands: how accurate are they? *Grass and Forage Science* 59, 310-317.
- MIRA (2005). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2005, Transport. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.
- MIRA (2008) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007 Klimaatverandering. Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jespers K., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be
- Nabuurs GJ, Schelhaas MJ, Mohren GMJ, Field CB (2003) Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* 9, 152-160.
- Nabuurs GJ, Dolman AJ, Verkaik E, Kuikman PJ, van Diepen CA, Whitmore AP, Daamen WP, Oenema O, Kabat P, Mohren GMJ (2000) Article 3.3 and 3.4 of the Kyoto Protocol: consequences for industrialised countries' commitment, the monitoring needs, and possible side effects. *Environmental Science and Policy* 3, 123-134.

- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., de Vries, B., Fenhann, J., and et al. (2000) Special report on emissions scenarios. Cambridge, Cambridge University Press.
- Neftel A., Friedli E., Moor H., Löttscher H., Oeschger U., Siegenthaler U., & Stauffer B. (1994) Historical CO₂ record from the Siple station ice core. In: Boden T.A. et al. Trends '93: A Compendium of Data on Global Change. p. 11-14.
- Norby RJ, Hanson PJ, O'neill EG, Tschaplinski TJ, Weltzin JF, Hansen RA, Cheng WX, Wullschleger SD, Gunderson CA, Edwards NT, Johnson DW (2002) Net primary productivity of a CO₂-enriched deciduous forest and the implications for carbon storage. *Ecological Applications* 12, 1261-1266.
- Oren R, Ellsworth DS, Johnsen KH, Phillips N, Ewers BE, Maier C, Schafer KVR, McCarthy H, Hendrey GR, McNulty SG, Katul G (2001) Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature* 411, 469-472.
- Prentice I C (2001) The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide. In *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Ed. IPCC. pp 183-237. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Schlesinger W and Lichter J. (2001) Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under elevated atmospheric CO₂. *Nature* 411, 466-469.
- Siegenthaler U. & Wenk T. (1988) A box model for CO₂ in the Equatorial Pacific-Ocean and variations with ENSO. *Chemical Geology* 70, 203-203.
- Sleutel S, De Neve S, Hofman G(2003) Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. *Soil Use and Management* 19, 166-171.
- Tol Richard S.J. (2005) The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy policy* 33, 2064-2074.
- Vande Walle I, Van Camp N, Perrin D, Lemeur R, Verheyen K, Van Wesemael B, Laitat E (2005) Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. *Annals of Forest Science* 62, 853-864.
- Vandenbygaart AJ, Gregorich EG, Angers DA, Stoklas UF (2004) Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology* 10, 983-994.
- VITO-RA-IMC 2004. VITO en Tijdelijke vereniging Resource Analysis – IMDC, Maatschappelijke kosten-batenanalyse voor de actualisatie van het Sigmapijan, studie in opdracht van AWZ, afdeling Zeeschelde), September 2004
- Watkiss P., Downing T.E., Anthoff D., Butterfield B., Ceronisky M., Grubb M., Guo J., Hepburn C., Hope C., Hunt A., Li A., Markandya A., Moss S., Nyong A. & Tol R.S.J. (2005) Scoping Uncertainty in the Social Cost of Carbon. Final Project Report, Social Cost of Carbon: A Closer look at Uncertainty, Department of Environment, Food and Rural Affairs, London.
- World Resources Institute (WRI) / Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC) (2005) Carbon Dioxide Emissions by Source.

Hoofdstuk IV. Cyclering van stikstof en fosfor in ecosystemen

Jan Staes, Sander Jacobs, Dirk Vrebos (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

De opname van N, P en C in biomassa, strooisel en organische stof in bodems zijn gelinkt aan verschillende ecosysteemdiensten. Bodem en vegetatie zijn ook zeer nauw met elkaar verbonden, en bepaalde vegetaties zijn sterk aangepast aan bepaalde bodems. Maar vegetatie is ook in staat om bepaalde bodemeigenschappen te veranderen. Ecosystemen zijn in staat om nutriënten te cycleren en bodems aan te rijken met organisch materiaal. De verhouding en beschikbaarheid van C, N en P in bodems bepaalt hun produktiviteit en soortensamenstelling. Verzuring, vermisting en verdroging zorgen voor problemen (Van Avermaet P., Van Hooste H. et al. 2006) die zeer vaak terug te brengen zijn naar een verstoring van de nutriëntencyclering op verschillende schaalniveaus. Een gezonde bodem is een intermediaire ecosysteemdienst omdat ongezonde bodems inherent negatieve impact hebben en dus kosten met zich meebrengen. Zure bodems lekken bvb zware metalen en andere stoffen naar grond en oppervlaktewater. Verzuurde bodems hebben daarenboven een slechte nutriëntencyclering waardoor de productiviteit vermindert en de vegetatie verandert. Verdroogde ecosystemen zijn dan weer sterk eutroof door een versnelde afbraak van het organisch materiaal in de bodem. Dergelijke eutrofe bodems lekken nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater omdat de vegetatie niet in staat is om de versneld vrijgestelde nutriënten terug op te nemen.

Onder bepaalde gunstige omstandigheden van waterhuishouding kunnen ecosystemen echter nutriënten uit grond en oppervlaktewater filteren door denitrificatie en/of opname in organisch materiaal (levend, strooisel, humus en organische stof). Op deze manier verbeteren zij de kwaliteit van ons grond en oppervlakte water en leveren ze tal van directe (vb. zuiverder water) en indirecte baten (vb. waterrecreatie).

Bodemvorming is een cruciaal ecologisch proces voor het voortbestaan van de mensheid op lange termijn. Dat voedselvoorziening een uitdaging wordt in Vlaamse context lijkt op zich ondenkbaar. Maar de import van veevoer en kunstmest is onhoudbaar op langere termijn: industriële kunstmestproductie is afhankelijk van aardgas en fosfaatrots, beiden eindige natuurlijke rijkdommen die in de komende decennia de speelbal zullen worden van speculatie en geopolitieke conflicten (<http://phosphorusfutures.net/>). De kaalkap van tropische bossen in ontwikkelingslanden voor de produktie en export van veevoer is een regelrechte roofbouw op de fosforvoorraden van de bodems, omdat er in de regel geen bemesting aan te pas komt. Ecosystemen zijn in staat om stikstof uit de lucht te fixeren, fosfaat vrij te stellen uit de bodem en deze efficiënt te cycleren. Zo voorzien ze arme bodems van een organisch rijke laag waarop men in de toekomst duurzaam aan landbouw kan doen.

2. BELANG VAN CYCLERING N EN P IN DE VLAAMSE CONTEXT

De opname van N, P en C in biomassa, strooisel en organische stof in bodems is een cruciale intermediaire (=ondersteunende) ecosysteemdienst. Opslag van organisch materiaal in de bodem

(strooisel, humus, organische stof) draagt bij tot de mitigatie van de klimaatopwarming. Deze opslag is sterk verweven met de biochemische processen in de bodem (zie hoofdstuk C-opslag). Daarnaast is nutriëntencyclering belangrijk voor de kwaliteit van grondwater. Bodems met een hoge C/N verhouding (> 25) lekken vrijwel geen nitraat naar het grondwater en dragen dus niet bij tot verontreiniging van grond en oppervlakte water. Terwijl bodems met een lage C/N (< 25) dat eerder wel doen. Verzuurde bodems hebben een hogere C/N omdat mineralisatie moeilijker verloopt. Maar anderzijds vertonen verzuurde bodems een sterke uitloging van historische deposities van zware metalen, die helaas door historische verontreiniging in vrijwel alle Vlaamse bodems aanwezig zijn. Een goede nutriëntencyclering zorgt dus voor een goede balans tussen strooiselproductie en afbraak waarbij het overgrote deel van de vrijgekomen nutriënten terug opgenomen wordt. Op deze manier blijft de bodem beter gebufferd en zal er minimale uitspoeling zijn van zowel zware metalen als nutriënten. De conversie van naaldbos naar gemende bossen of loofbossen op zandige bodems heeft bijvoorbeeld een positief effect op de verzuring omdat het strooisel van loofbossen beter afbreekbaar wordt en men zo de nutriëntencyclering terug op gang kan brengen. Ook dunning en verjonging kan een dergelijk positief effect hebben omdat dit zorgt voor een abundantere ondergroei met opnieuw gemakkelijker afbreekbaar strooisel.

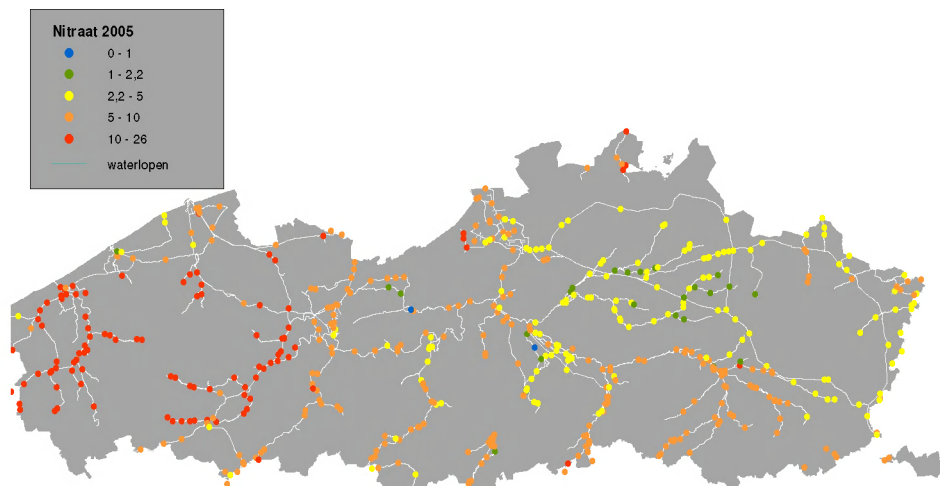
In de toekomst zullen meer natuurlijke vormen van bodemverrijking aan belang winnen. Stikstof in kunstmest wordt immers geproduceerd met behulp van steeds schaarser wordende energie. Fosfor is tevens een niet hernieuwbare en eindige grondstof die afkomstig is uit een vrij beperkt aantal vindplaatsen in de wereld. Prijzen van kunstmest zijn vertienvoudigd in de laatste tien jaar. Experts waarschuwen dat er binnen 25-35 jaar al een schaarste zal optreden voor fosfor met wereldwijde gevolgen voor voedselproductie (Cordell, Drangert et al. 2009). De import van veevoer voor onze vleesindustrie zal op dat moment ook sterk onder druk komen te staan. Het is dus maar zeer de vraag of we in die context over 30-40 jaar nog zullen spreken van mestoverschotten. Het is dus van strategisch belang om te zorgen voor een goede bodemkwaliteit voor de toekomst met een maximale cyclering en vastlegging van essentiële elementen en voedingsstoffen. De vorming van bodems die rijk zijn aan organische stof is dus op lange termijn cruciaal voor voedselproductie. Bepaalde soorten zijn in staat om door microbiële symbiose stikstof te fixeren en fosfaat vrij te stellen uit de bodem (Vance 2001). De inzet van groenbemesters in de landbouw is een dergelijk voorbeeld van een ecosysteemdienst door vegetatie. Vlinderbloemigen zoals brem, klaver... zijn in staat om stikstof uit de lucht te binden en dus zo te zorgen voor een betere nutriëntencyclering (lagere C/N). Zo werd van oudsher dan ook al de droogtetolerante brem aangeplant op zure, arme heidegronden, teneinde de bodemproductiviteit te verhogen. Ook elzenbroekbossen op natte bodems vertonen dergelijke eigenschappen om stikstof vast te leggen uit de lucht en tevens een gemakkelijk afbreekbaar strooisel produceren. Zo werden elzenbroekmoerassen vroeger gezien als een voorbereiding van de bodem voor landbouw. Omdat de bodems vrijwel anaëroob zijn in natte elzenbroekbossen, vormt zich een dikke laag organisch materiaal, dat na ontwatering wel zeer goed afbreekbaar is en dus geschikte landbouwgrond oplevert. Voor de introductie van kunstmest was het vruchtbaar houden van bodems dus een hele uitdaging. Het ontginnen van organisch rijke bodems (moerassen) heeft lange tijd een cruciale rol gespeeld in de voedselproductie. Organisch rijke bodems stellen door mineralisatie

voedingsstoffen vrij en zijn beter in staat om deze voedingsstoffen vast te houden. Ze zijn in staat om vocht beter vast te houden en zijn minder gevoelig voor erosie en verslemping (Albon 2006). De toediening van compost en stalmest geniet dan ook een groeiende belangstelling in de landbouw (met een lage C/N verhouding), mede door een van nature dalend gehalte aan organische stof. Dit duidt erop dat voor een zeker aandeel van de bodems er een uitputting is van de oorspronkelijke voorraad organische stof (Albon 2006).

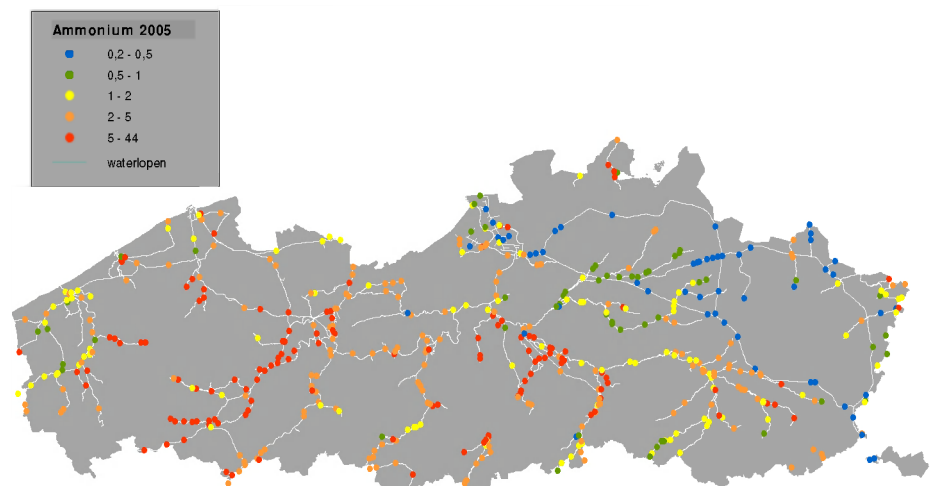
Het gebruiken van de eigenschap van bepaalde ecosystemen om stikstof en fosfor te verwijderen uit het grond en/of oppervlaktewater en voor lange tijd te immobiliseren kan ook worden aangewend als waterzuivering. Rekening houdend met de marginale kost van andere zuiveringsinvesteringen is dit een niet te onderschatten ecosysteemwinst. Ecosystemen die gekenmerkt worden door aanvoer van grond en/of oppervlaktewater zijn meestal goed gebufferd. Ze ontvangen dan ook voldoende bufferende elementen en zullen niet snel verzuren. Door hun waterverzadigde bodems zal de mineralisatie echter wel beperkt worden en zal er dus opslag zijn van nutriënten en andere elementen in de organische stof. Daarenboven wordt nitraat dedenitrificeerd in dergelijke waterverzadigde omstandigheden. Deze ecosystemen vertonen onder gunstige omstandigheden (geen verdroging) een zuiverende werking voor ecosystemen die zich lager in de hydrologische keten bevinden. Dit resulteert in een verbeterde kwaliteit van deze (aquatische) ecosystemen (rivieren en wetlands benedenstrooms) wat met zich meebrengt dat de hieraan gekoppelde ecosysteemdiensten eveneens vergroten. De natuurlijke verwijdering van N en P heeft ook rechtstreekse effecten: door extra zuivering van water wordt doorsijpeling van N en P naar het diepere grondwater vermeden en worden aquifers voor drinkwaterwinning aangerijkt met zuiver drinkwater.

Zeer hoge vrijstelling of aanvoer van stikstof (N) en fosfor (P) resulteert in vele, zowel terrestrische als aquatische ecosystemen in grote problemen. De draagkracht van ecosystemen om nutriënten op te nemen of te verwijderen kent zijn grenzen en er zijn conflicten tussen het (over)benutten van dit zelfzuiverend vermogen en het behouden van hun biodiversiteit. Zelfs met de toegenomen zuivering van stedelijk afvalwater blijven de concentraties in grond en oppervlaktewater dikwijls veel hoger dan de draagkracht van de ontvangende ecosystemen. Door ecohydrologische landschapsinrichting zijn er mogelijkheden om nutriënten te verwijderen of te capteren in bufferstroken, plas-dras zones en kleinschalige wetlands zodat deze op termijn terug op het land gebracht kunnen worden (Merot, Hubert-Moy et al. 2006).

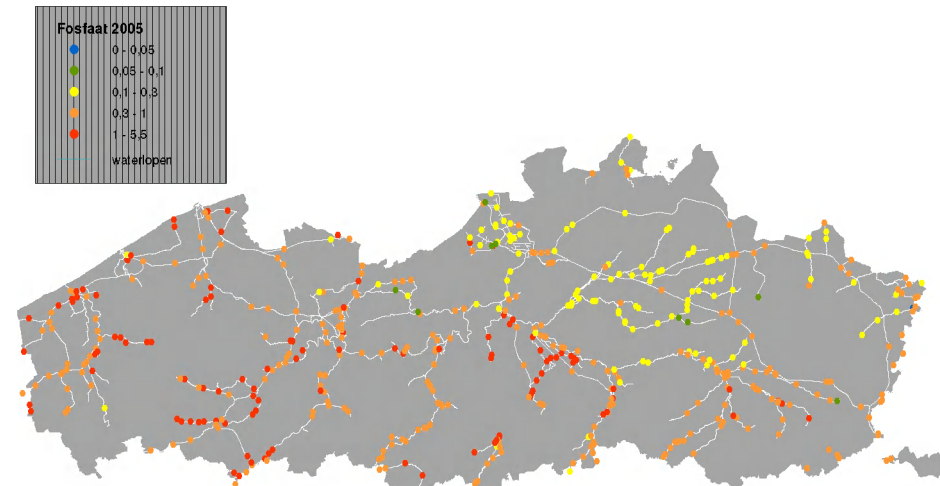
Als we de nitraat-, ammonium en fosfaat concentraties in rivieren in Vlaanderen bekijken (Fig. 4.1; 4.2 en 4.3) kunnen we concluderen dat er een duidelijke ruimtelijke variatie aanwezig is (Van Ballaer et al. 2006). Deze concentraties geven een indicatie van het verschil tussen de influx (bebouwing, landbouw, etc) van stikstof of fosfaat en de opslag in en export door de verschillende ecosystemen in het desbetreffende bekken. In het bekken van de IJzer en de Leie is het overschot aan nitraat en fosfaat beduidend hoger dan in bijvoorbeeld het Netebekken. Ammonium concentraties zijn minder eenduidig verdeeld.



Figuur 4.1: Maximale concentraties nitraat in 2005 (Van Ballaer et al. 2006)



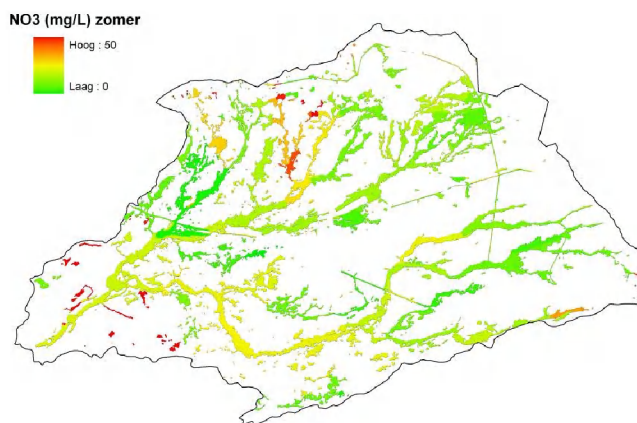
Figuur 4.2: Maximale concentraties ammonium in 2005 (Van Ballaer et al. 2006)



Figuur 4.3: Maximale concentraties fosfaat in 2005 (Van Ballaer et al. 2006)

Op kleinere schaal wordt duidelijk dat lokale condities de complexiteit verhogen. De zomer waterkwaliteitsdata (Nitraat) afkomstig van de Vlaamse Milieu Maatschappij (2008) werden

bovenstrooms geprojecteerd op de natuurlijk overstroombare gebieden (VMM, 2001, Fig. 4.4). Deze kaart geeft bijgevolg een beeld van de vraag naar denitrificatie en tevens een beeld van de gebieden die potentieel hiervoor in aanmerking komen (Fig. 4.4). De kaart houdt geen rekening met de eventueel reeds aanwezige denitrificatie en geeft enkel het potentieel weer.



Figuur. 4.4 Indicatie van de potentiële denitrificatie in ecosystemen van het Netebekken

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

3.1. Algemene principes van biochemische processen in bodems

In dit deel willen we enkele processen toelichten die verband houden met nutriëntencyclering. Bodem en vegetatie zijn nauw met elkaar verbonden, bepaalde vegetaties zijn sterk aangepast aan bepaalde bodems en vegetatie is ook in staat om bepaalde bodemeigenschappen te veranderen. Ecosystemen zijn daarenboven in staat om nutriënten te cycleren en bodems aan te rijken met organisch materiaal. De verhouding en beschikbaarheid van N en P in bodems bepaalt de produktiviteit en soortensamenstelling. In de bodemkunde staan sinds de jaren vijftig de landbouwkundige toepassingen centraal. De bodem wordt vanuit de landbouwkundige optiek gezien als manipuleerbaar substraat voor landbouwgewassen (in se dus een ecosysteemdienst) met optimale verhoudingen die nagestreefd worden (C/N verhouding, zuurtegraad, etc.). Het staat bijten kijf dat in natuurlijke ecosystemen er geen “optimale” verhoudingen zijn en dat er een hoop andere processen en mechanismen een rol zullen spelen.. Afhankelijk van de aard en hoeveelheid strooisel, de bodemeigenschappen van het substraat en de waterhuishouding, zal dit leiden tot een andere bodemsamenstelling. Net zoals er in levende biomassa er een zekere fractie aan nutriënten aanwezig is, is deze fractie ook aanwezig in de strooisellaag en in de bodem. De nutriënten zijn tijdelijk gefixeerd in het organisch materiaal en/of organische stof en dus niet biologisch beschikbaar. Allerhande fysische en biochemische processen in de bodem (mineralisatie, nitrificatie, denitrificatie) bepalen de beschikbaarheid (vrijstelling) van deze nutriënten. Verschillende fysische omgevingsvariabelen spelen hierop in, zodat deze cycli sterk kunnen verschillen tussen ecosystemen. De bodem bevat van nature stoffen die in staat zijn om zuren te bufferen (Ca, Al, FeO₂, humus...). Wanneer deze stoffen uitgeput zijn, zal de bodem snel en sterk verzuren. Er zijn een aantal natuurlijke

processen die verzuring in de hand werken (oa opname calcium en magnesium door vegetatie, nitrificatie van ammonium, oxidatie van ijzer, mineralisatie van organische fosfor- en zwavelverbindingen). Aan de andere hand zijn er ook ontzurende processen zoals denitrificatie, mineralisatie van organische stikstofverbindingen en sulfaatreductie (Kuijken, Boeye et al. 2001). De ionenopname door planten en mineralisatieprocessen hebben geen invloed op de zuurbalans van de bodem zolang de nutriëntencyclus volledig gesloten is. Plantengroei leidt immers tot een tijdelijke verzuring van de bodem die enkel permanent is wanneer er biomassa uit het systeem wordt verwijderd (Van Avermaet P., Van Hooste H. et al. 2006). Bodemverzuring is in ons klimaat dus een vrij natuurlijk gegeven. Infiltratiegebieden op zandig substraat zijn van nature gevoelig voor verzuring door uitspoeling van basische kationen. Verzuring van bepaalde ecosystemen is dus een resultante van verregaande opslag van bufferende stoffen in organisch materiaal en niet enkel door uitspoeling van bufferende stoffen. Ecosystemen met een moeilijk afbreekbaar strooisel (naaldbossen, eiken en beukenbossen) zijn dan ook van nature gevoeliger voor verzuring. De bodems van de meeste ecosystemen hebben dus van nature een eerder hoge C/N/P verhouding (20-30) waardoor er slechts beperkte mineralisatie en vrijstelling van nutriënten is (en efficiënte cyclering).

Zuurhuishouding is één van de factoren die mineralisatie beïnvloedt. Onder ongunstige omstandigheden (te zuur, te droog te nat of te arm) is sprake van een lage biologische activiteit, waardoor afbraak en omzetting van strooisel stagneert. Er ontwikkelen zich dan dikke strooisellagen of dode wortellagen, waarin voedingsstoffen blijven opgesloten. Bij gunstige omstandigheden is de biologische activiteit groot en wordt strooisel snel afgebroken en door bodemorganismen vermengd met de onderliggende bodemlagen. Voedingsstoffen zijn als gevolg van mineralisatie ruim beschikbaar voor de vegetatie. In sommige ecosystemen kan er een grote voorraad aan organisch materiaal opgebouwd worden. Door ontginning (ontwatering, bekalking) daalt de C/N/P verhouding, komt mineralisatie op gang en wordt de bodem dus vruchtbaar. Zolang er voldoende organisch materiaal voorhanden is voor mineralisatie, is er dus tevens een geleidelijke vrijstelling van voedingsstoffen voor landbouw. Deze vrijstelling maakt dat er minder bemesting nodig is.

De effecten van verzuring, vermesting en verdroging vormen een moeilijk te ontrafelen kluwen van oorzaak-gevolg relaties, die op elkaar ingrijpen en elkaar versterken (Van Turnhout, 2003). Externe aanvoer van verzurende verbindingen (zwaveldioxide, stikstofoxiden, gereduceerde stikstofcomponenten en hun reactieproducten) via grondwater en deposities via de lucht zorgen voor verzuring en vermesting met wijzigingen in biochemische bodemprocessen tot gevolg. Het aantal publicaties dat ingaat op achterliggende werkingsmechanismen van vermesting, verzuring en verdroging is erg beperkt. Temeer omdat het relatief belang van alle processen en mechanismen zeer context afhankelijk is (Van Turnhout, 2003).

Ontkoppeling van de natuurlijke stofkringlopen zorgen voor voor grote problemen in vele ecosystemen. Een teveel aan nutriënten door interne of externe eutrofiëring zorgt in de eerste plaats voor een verlies aan biodiversiteit omdat soorten die gespecialiseerd zijn om te groeien onder nutriëntenlimitatie (N of P) of zeer efficiënt zijn in nutriëntencyclering, onder deze nutriëntenrijke omstandigheden geen competitief voordeel meer hebben. In de tweede plaats zorgen vermesting, verzuring en verdroging voor uitspoeling van fosfaat, nitraat, aluminium, zware metalen,... naar het

grondwater en hypothekeren ze de kwaliteit en toepassingen van onze zoetwatervoorraden. In de derde plaats is het een teken dat de kwaliteit van onze bodems er op achteruit gaat.

Antropogene invloeden zorgen echter voor een algemenere en sterkere verzuring van onze bodems, met uitspoeling van nitraat, aluminium, calcium, zware metalen en andere mineralen tot gevolg (Van Avermaet P., Van Hooste H. et al. 2006). De verzuring van ecosystemen als gevolg van zure deposities van de laatste 50 jaar werkt nog altijd door, ondanks dat de omvang van deze deposities sterk gedaald is. Het bufferend vermogen van bepaalde bodemtypen (calcium, magnesium) is sterk uitgeput. Dit heeft geleid tot een slechtere afbraak van strooisel-humus en de nutriëntencyclering uit balans gebracht. Dergelijke ecosystemen accumuleren humus, waardoor verzuring verder in de hand gewerkt wordt. Bij mineralisatie van humus komt er immers calcium vrij en wanneer deze niet afgebroken wordt, blijft deze onbeschikbaar.

In centraal Europa zou een verhoogde stikstofdepositie geleid hebben tot verlaagde C/N ratios in vrijwel alle ecosystemen (Dignac, Kogel-Knabner et al. 2002). Een lagere C/N bevordert initiële mineralisatie van strooisel, maar zou dan weer een stabiliserend effect hebben op bodem organische stof. In ieder geval zou een globaal verhoogde stikstofdepositie ten gevolge van verbranding van fossiele brandstoffen een belangrijk effect kunnen hebben op bodemprocessen en op de koolstofbalans (Dignac, Kogel-Knabner et al. 2002). Als $C/N < 30$ treedt er nauwelijks nitrificatie op. Onderzoek leverde op dat bossen met een kleine N-voorraad slechts trage nitrificatiesnelheden en dus onbetekenende nitraatuitspoeling kenden (De Troch and Lust 2001). Een belangrijke parameter die deze N-verzadiging blijkt te beïnvloeden is de C/N ratio. (Gundersen) stelde 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, 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 ontkoppeling van de nutriëntencyclering door verzuring heeft daarenboven effecten op de vegetatie zelf. Zo kan ondergroei met een lagere C/N verhouding verdwijnen, wat het proces alleen maar verergert omdat de strooisel-mengeling in zijn totaliteit nog slechter afbreekbaar is. Een slechter afbreekbaar strooisel heeft effect op het bodemleven dat het strooisel zou moeten afbreken. Bodemleven draagt tevens bij aan de poriënvorming en wortelgangvorming. Een armere ondergroei en een slechtere gezondheid van eventuele hogere vegetatie heeft dus ongetwijfeld ook effecten op de wortelgroei via verschillende mechanismen. Wortels hebben een belangrijke invloed op de bodemvorming, nog versterkt door het effect op de structuurvorming en de mogelijkheid tot symbiose met cruciale schimmels en bacteriën. Wortels scheiden wortellexudaten (sappen die bestaan uit suikers, koolhydraten en eiwitten) uit waardoor er rond de wortels een rijke microbiologische gemeenschap ontstaat die de plant helpen met de opname van voedingsstoffen. Ook vormt deze microbiologie een verdedigingslinie voor ziekteverwekkende organismen. Ook ontstaat er een symbiose op het vlak van de stikstofhuishouding. Bepaalde bacteriën (bv Rhizobium) kunnen stikstof uit de lucht binden op voorwaarde dat er een energiebron voor de bacterie (de wortellexudaten).

Mycorrhizaschimmels zorgen er dan weer voor dat wortels makkelijker fosfaat uit de bodem kunnen opnemen.

In het geval van voornamelijk grondwaterafhankelijke ecosystemen zal aanrijking van dat grondwater met nutriënten leiden tot eutrofiëringsverschijnselen en de daarmee gepaard gaande evolutie naar soortenarmere voedselrijke ecosystemen. Van oorsprong voedselrijke ecosystemen zijn voornamelijk oppervlaktewater afhankelijk en iets minder gevoelig omdat ze meestal matig voedselrijk zijn. Met de huidige nitraat en fosfaat gehalten in oppervlaktewater en ondiep grondwater, zullen dergelijke ecosystemen toch eutrofiëring vertonen omdat de opname en opslag in organische stof niet in balans is met de externe aanvoer. Zowel voor grondwaterafhankelijke als oppervlaktewaterafhankelijke ecosystemen is de waterhuishouding zeer belangrijk. In het bijzonder is verdroging een belangrijk probleem. Door verdroging zal de bovenste laag organisch materiaal afgebroken worden, wat leidt tot interne eutrofiëring en eerder vrijstelling van nutriënten dan opslag ervan. Afname van kwelintensiteit door verminderde infiltratie of door tegendruk van stagnant regenwater zullen leiden tot verzuring. Compensatie van verminderde kwel door verminderde afvoer van regenwater kan dus ook ongewenste effecten hebben op dergelijke gebieden.

Fosfaat is wellicht een van de meest complexe elementen die er bestaan. Oplosbaar P reageert sterk met bodem en sedimenten. De reacties die hieraan ten grondslag liggen zijn een combinatie van sorptie/desorptie en het precipiteren/oplossen van mineralen (House, 2003). De fosfaatbeschikbaarheid hangt af van verschillende oxidatie-reductie processen (redox) en de aërobe/anaërobe condities van de bodem. Fosfaat wordt geadsorbeerd aan verschillende stoffen.

3.2. Opslag van N en P in bovengrondse biomassa

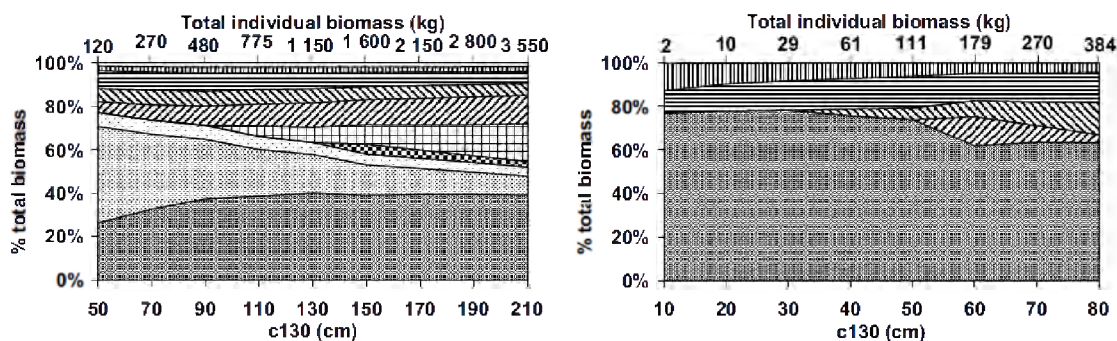
De biomassaproduktiviteit (jaarlijkse toename), de biomassa voorraad (kg/m²) en de specifieke nutriëntenratio's (N/P inhoud) van het vegetatietype per eenheid biomassa bepalen de hoeveelheid N en P die wordt opgeslagen in de biomassa van een ecosysteem. We nemen aan dat vooral bossen met een grote, langlevende biomassa van belang zijn voor de opname en buffering van nutriënten. De biomassainhoud van bossen is tamelijk goed gedocumenteerd in functie van koolstofopslag en wordt hoofdzakelijk bepaald door de boomsoort en de bosleeftijd.

In het begin van het groeiproces zal de biomassa slechts geleidelijk toenemen om zich vervolgens te maximaliseren eenmaal de jonge bomen een adult stadium bereiken. In dat stadium zullen ze maximaal groeien om vervolgens terug te vertragen in hun groei. Dit ontwikkelingstraject zal gevoelig verschillen in functie van de maximale leeftijd van de boomsoort. De rotatie van populier, wilg en naaldbos is bijvoorbeeld veel korter dan voor langlevende soorten zoals eik en beuk.

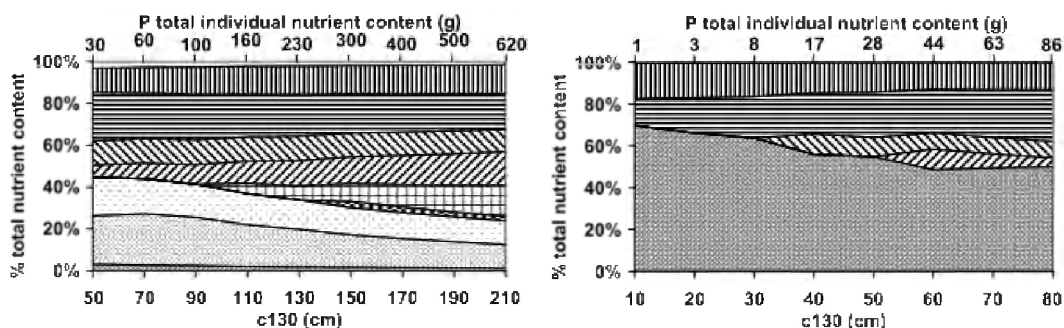
Een deel van de jaarlijks opgenomen nutriënten komen terug vrij na decompositie van bladval in de strooisellaag. Deze worden gedeeltelijk terug opgenomen door de vegetatie (cycleringsgraad). Een deel zal aldus gebonden blijven in de strooisellaag en de voorraden organisch materiaal in de bodem. De biomassa produktiviteit wordt mede bepaald door de standplaatscondities en de daarmee geassocieerde beschikbaarheid van licht, water en nutriënten. Nutriëntenlimitatie voor één of meerdere nutriënten heeft tevens een invloed op de groei. De meeste Vlaamse bossen zijn hoogproductief en kennen weinig of geen nitraat of fosfaat limitatie.

De verhoudingen tussen nutriënten onderling en de nutriënteninhoud per eenheid biomassa kunnen sterk wijzigen in functie van de ontwikkeling van de vegetatie (Ohlson and Malmer 1990). Dit is onder meer het gevolg van een gedifferentieerde nutriënteninhoud voor de verschillende onderdelen van een plant/boom (bladeren, schors, saphout, kernhout, takken etc.). Naarmate een bos groeit en de omstandigheden veranderen (dicht bos, open bos, ondergroei, dunningen) zal de relatieve verhouding tussen deze onderdelen veranderen.

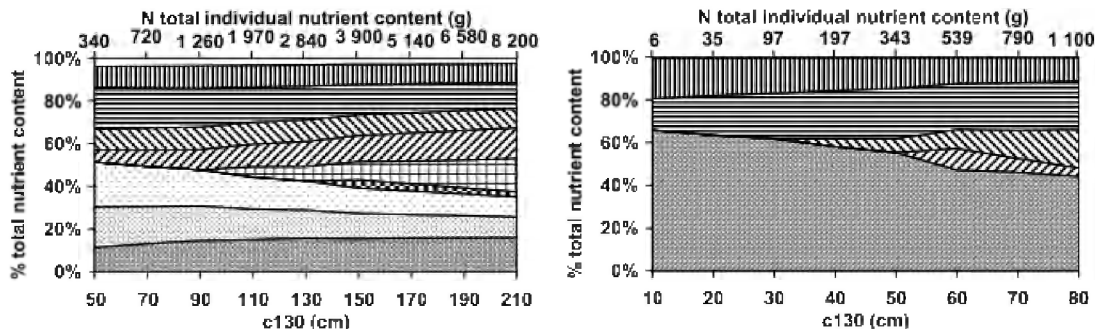
Struweel, ruigten en jonge bossen zullen relatief veel nutriënten opnemen per kg biomassa in vergelijking met oudere bossen. Dit omdat ze nog overwegend veel takken en schors hebben en minder stamhout. Dit wordt geïllustreerd door figuren 4.5, 4.6 en 4.7 voor eik en haagbeuk.













Figuur 4.5: Biomassa van eik (rechts) en haagbeuk (links) in functie van de stamomtrek en de relatieve verdeling over plantonderdelen (Andre and Ponette 2003)



Figuur 4.6: P-opslag in eik (rechts) en haagbeuk (links) in functie van de stamomtrek en de relatieve verdeling over plantonderdelen (Andre and Ponette 2003)



Figuur 4.7: N-opslag in eik (rechts) en haagbeuk (links) in functie van de stamomtrek en de relatieve verdeling over plantonderdelen (Andre and Ponette 2003)

 Heartwood/Stem	 Sapwood	 Bark
 LB(>21cm)	 LB(14-21cm)	 LB(7-14cm)
 LB(4-7cm)	 LB(1-4cm)	 LB(<1cm)
 DB		

Legende bij de figuren (LB = omtrek van takken)

Biomassa van bossen bevat ongeveer 4 kg N en 0.4 kg P per ton biomassa. 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 (bvb Els). Indien biomassa uitgedrukt wordt als koolstofinhoud per ha, dient men deze waarde te vermeerderen met een factor 2. Een ton biomassa, bevat dus ongeveer 450-550 kg koolstof. Deze relatie kan ook gebruikt worden om de bevonden waarden voor koolstofsequestratie te relateren aan nutriënteninhoud.

3.3. De strooisellaag als indicator van nutriëntencyclering

Net zoals er in levende biomassa er een zekere fractie aan nutriënten aanwezig is, is deze fractie ook aanwezig in de strooisellaag en in de bodem. De nutriënten zijn gefixeerd in het organisch materiaal en dus niet biologisch beschikbaar. Bij mineralisatie zal de stikstof vrijkomen onder de vorm van ammonium en vervolgens genitrificeerd worden. 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).

Bladeren en ondergroei bevatten over het algemeen een veel hogere N en P inhoud dan stamhout. De C/N verhouding van het verse strooisel is één van de bepalende factoren voor de afbreekbaarheid van het strooisel. Bij een hoge C/N (bvb naalden, eikenbladeren) is er een dikkere strooisel en humus laag dan bij een lage C/N (Es, Wilg, Els) omdat er meer tijd nodig is om tot een gunstige C/N verhouding te komen. 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. Beheer van bossen verlaagt de C/N, omdat er stamhout verwijderd wordt, maar zorgt tevens voor een verarming omdat er netto verlies is van nutriënten. Regelmatige betreding van bosbodems en bodemverdichting verhoogt eveneens de C/N omdat het bodemleven verstoord wordt. Kalkrijke bodems hebben een lage C/N, alsook gebieden met kalkrijke kwel (grondwater). Zandige, zwak gebufferde bodems, hebben een hoge C/N. De aanwezigheid van nitraatfixerende vegetatie zal de C/N tevens verlagen.

Tabel 4.1: C/N verhoudingen in vers strooisel van verschillende bronnen

Elzen- of essenbladeren	25
Grasmaaisel	10-15
Peulgewassen (erwten, bonen)	15
Mest met strooisel	23

Mest	10-15
Eikenbladeren	50
Dennennaalden	60-100
Stam/takkenhout	150-500
Schors	100-150
Stro, maïsstengels en -kolven	50-100
Groenteafval	10-25
Riet	50-100

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. De C/N verhoudingen van Aitkenhead hebben betrekking op de humuslaag en bodemorganische stof tot 1 meter diep. De grens tussen strooisel (ruw organisch materiaal), humus (fijn organisch materiaal) en bodem organische stof (niet meer zichtbaar van organische oorsprong) is moeilijk te bepalen omdat het een zeer gradueel proces betreft. De vergelijkbaarheid van C/N bepalingen van verschillende bodems wordt met dit gegeven bemoeilijkt omdat men niet altijd dezelfde horizonten bemonstert. Veranderingen in de dikte en aard van de strooisel en humuslaag is dus een barometer voor wijzigingen in de bodemprocessen (De Waal, 2000).

3.4. Opslag van N en P in organisch materiaal van bodems

In principe kan men algemene C/N verhoudingen vooropstellen voor de bodems (humus + organische stof) van diverse vegetatietypen. In de praktijk zullen deze verhoudingen vaak anders liggen omdat ze beïnvloed wordt door de hoeveelheid strooisel, beheer, waterhuishouding, bodem pH, bodemtextuur. Net zoals bij bodemkoolstof spelen er verschillende factoren een rol waarvan we een generalisatie moeten maken.

- Analyses van Vlaamse akker en cultuurgraslanden tonen aan dat de C/N verhouding tussen 10 en 12 ligt. Dit is de verhouding die immers nodig is voor een optimale opbrengst. Door bemesting en beheer wordt deze verhouding nagestreefd.
- Voor natuurgaslanden (weinig bemest, beperkt gemaaid) in gematigd klimaat wordt een C/N waarde bevonden van 13,5. 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 wordt door Aitkenhead een C/N gevonden van 23.

- 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. Alhoewel er grote variaties zijn in functie van de boomsoort en de standplaatscondities schat men de algemene C/N verhouding bij loofbossen in gematigd klimaat op 17 (Aitkenhead and McDowell 2000). Bij loofbossen is er dan ook een snellere doorstroming van N vanuit de strooisellaag naar de minerale horizont.
- Bodems van naaldbossen hebben volgens de studie van Aitkenhead en Mc Dowell een C/N ratio van 21 omwille van hun moeilijk verteerbaar strooisel (naalden) en zure bodems. (Dignac, Kogel-Knabner et al. 2002) bevinden uit bossen beplant met Noorse den een brede range aan C/N ratios (17-40) met een gemiddelde C/N waarde van 25. Voor naaldbosbodems in de vallei van de Zwarte Beek worden vergelijkbare waarden gevonden.
- Natte heide en vennen in bovenstroomse gebieden hebben volgens Aitkenhead een bodem C/N van 25. Hierbij speelt de zure bodem een rol in de eerder hoge C/N verhouding. Voor droge heide werd in het bekken van de Zwarte Beek een staalname gedaan die deze waarde bevestigd, hetzij met een grote variatie tussen verschillende plots (De Troch and Lust 2001).
- Voor veenmoerassen (veenmos) is de bodem C/N 30, hoewel er in de literatuur voor veenmoerassen zelfs nog hogere waarden gevonden worden tot 58.
- 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. Daarenboven hebben elzenbroekbossen een lage transpiratie (Eschenbach and Ludger 1999). 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 (Zavitkovski and Stevens 1972; Uri, Tullus et al. 2003). 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 32 het hoogste. Rietstrooisel mineraliseert zeer moeilijk en heeft een hoge C/N (50-70). Wat er op duidt dat riet een specifieke strategie heeft voor nutriëntencyclering en zo in staat is om andere vegetatie weg te dringen (Meyerson, Vogt et al. 2002).

Mineralisatie processen zorgen voor vrijstelling van stikstof onder de vorm van ammonium. Ammonium bindt sterk aan kleideeltjes en organische stof en zal weinig lekken naar het grondwater. Bacteriën zullen vervolgens het ammonium nitrificeren en vervolgens denitrificeren. Dit verklaart een

zekere correlatie tussen denitrificatie en het klei-leemgehalte (Pinay, Gumiero et al. 2007). Indien er weinig klei en leem in de bodem aanwezig is zal het ammonium wel kunnen weglekken naar het grondwater. Een groot deel zal wel nitrificeren in de bodem, maar zonder voldoende waterverzadiging (=de reden voor de mineralisatie) zal het niet denitrificeren. Een deel zal opgenomen worden door vegetatie – dit is ook zichtbaar bij gedegradeerde moerasesystemen. Als deze nitraatgift de behoeften van de vegetatie overschrijdt zal het nitraat weglekken naar het grondwater en eventueel gedraineerd worden naar het oppervlaktewater.

Uit analyse van tuinbouwpercelen (VLM 2006) kwam naar voor dat de stikstofresidu's bij organische rijke landbouwbodems veel hoger zijn dan bij bodems met weinig organisch materiaal. Wellicht om dat de vrijstelling van stikstof uit mineralisatie van dat organisch materiaal onvoldoende in rekening gebracht werd bij de bepaling van de bemesting. Deze vrijstelling uit organisch materiaal gaat niet enkel op voor landbouwpercelen, maar is een algemeen gegeven, gezien de algemene daling van grondwaterpeilen in de laatste 50 jaar (Finke and Baert 2009). Deze daling is het gevolg van rechttrekkingen en uitdiepingen van waterlopen en verminderde infiltratie door verhard oppervlak. Maatregelen die koolstofsequestratie bevorderen, zullen dus ook effect hebben op nutriëntenretentie.

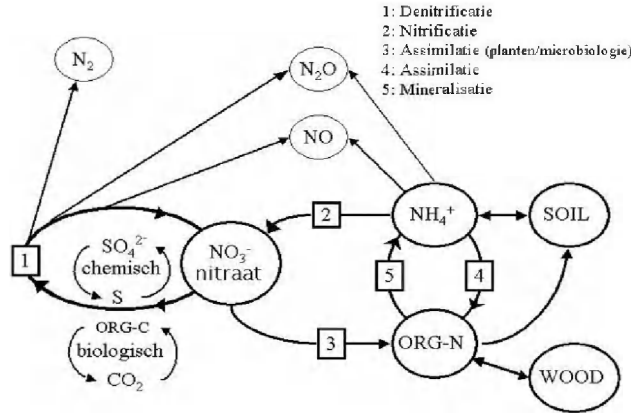
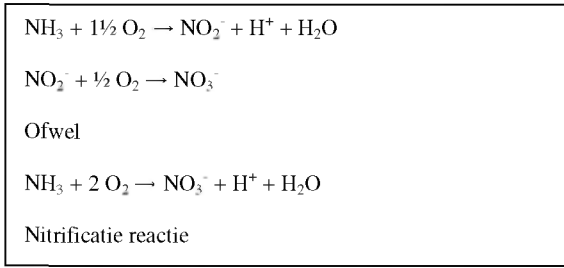
3.5. Denitrificatie

Denitrificatie is een essentieel proces voor de verwijdering van biologisch beschikbare stikstof uit natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen. Denitrificatie vindt plaats wanneer er aan drie fundamentele voorwaarden voldaan wordt: nitraat is beschikbaar, er is een beperkte zuurstofconcentratie en er zijn elektronenacceptoren beschikbaar. Een belangrijke bemerking is dat er voor nitrificatie (nitraat-productie) wel zuurstof aanwezig moet zijn, terwijl er voor denitrificatie slechts beperkt zuurstof aanwezig mag zijn ($< 0.2 \text{ mg O}_2/\text{L}$).

Denitrificatie vindt plaats in de meeste ecosystemen maar de mechanismen die eraan ten grondslag liggen kunnen verschillend zijn. Denitrificatie is enkel mogelijk indien deze voorafgegaan wordt door nitrificatie. Nitrificatie (zuurstofrijk milieu) en denitrificatie (zuurstofarm milieu) dienen elkaar dus op te volgen in tijd en/of ruimte. Daaruit volgt dat denitrificatie gebeurt op de oxische/anoxische interface, waarbij deze interface gescheiden kan zijn in ruimte en/of tijd. De intensiteit van dit proces en de controlerende factoren kunnen dus verschillend zijn voor de verschillende ecosystemen.

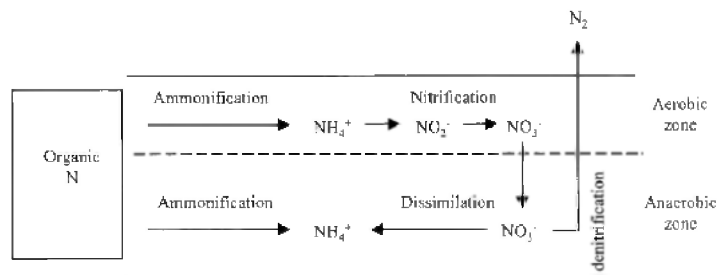
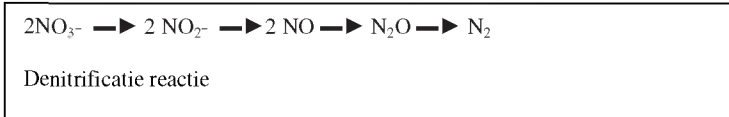
Denitrificatie gebeurt in microsites van goed gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden, oeverzones, sedimenten van rivieren en meren, intertidale en subtidale sedimenten van estuaria etc. Er is aangetoond dat denitrificatie zich voordoet in elke vochtige en organisch rijke bodem of strooisellaag. Het voorkomen van microreliëf en ophopingen van organisch materiaal is bevorderlijk voor denitrificatie. Onbemeste bossen en graslanden die niet interageren met ondiep grondwater zullen onder normale omstandigheden weinig of geen nitraat lekken naar het grondwater aangezien ze efficiënt hun nutriënten cycleren.

Nitrificatie is een pH-verlagende reactie en gebeurt in twee stappen. NH_3 wordt in de bodem door bacteriën omgezet in nitriet en later in nitraat, 'nitrificatie.' En deze stoffen verlagen de pH-waarde. Iedere NH_3 molecuul neemt eerst een H^+ op maar geeft er bij nitrificatie twee af (Fig. 4.8).



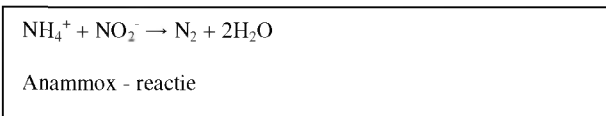
Figuur 4.8: Biochemische transformatieprocessen van nitraat (Haycock and Burt 1993)

Denitrificatie gebeurt door heterotrofe bacteriën die de NO_3^- gebruiken als elektronenacceptor in afwezigheid van zuurstof. De reductie tot de gasvormige componenten gebeurt in verschillende stappen waarbij er telkens een zuurstof afgesplitst wordt (Fig. 4.9). De algemene reactie verloopt als volgt:



Figuur 4.9: Transformatie processen van organische Stikstof naar stikstofgas (Pinay, Clement et al. 2002)

Anammox is een afkorting voor ANaerobe AMMONium Oxidatie. Anammox bacteriën zijn in staat om ammoniak, nitriet en nitraat om te zetten in stikstofgas onder volledig anaërobe omstandigheden. Dit komt enkel voor in moerassen en zeer waterverzadigde bodems.



Vooraf de rechtstreekse omzetting van ammoniak naar stikstofgas was een revolutionaire ontdekking. Dit proces is pas recent ontdekt en er zijn dan ook nog niet veel studies over dit proces. Vaak wordt anammox wel meegenomen in oudere studies omdat massa-balans studies of stikstofgasmetingen toch niet in staat waren om denitrificatie en anammox uiteen te houden.

Denitrificatie doet zich voor op alle plaatsen waar een oxidisch-anoxische gradiënt bestaat onder de aanwezigheid van organisch materiaal en bij voldoende hoge temperatuur. Onder bepaalde omstandigheden is dit proces meer uitgesproken bvb organisch rijke bodems, microreliëf, moerassen, oeverzones, waterbodems. Het vegetatietype doet dus niet ter zake zolang deze genoeg organisch materiaal oplevert om denitrificatie in stand te houden. Ook continuïteit in aanvoer van NO_3^- , de continuïteit van hydrologische regimes zijn bepalend voor de ontwikkeling van stabiele en efficiënte bacteriologische gemeenschappen.

Het is dus niet voldoende om te bepalen met welk systeem men te maken heeft. Men moet ook kijken naar de kwaliteit van het systeem en de specifieke condities. Een beperkte absolute denitrificatie in een moeras is bijvoorbeeld heel normaal in nitraatgelimiteerde ecosystemen zelfs onder ideale omstandigheden waarbij 100 % van het nitraat gedenitrificeerd wordt. Het zelfde gaat op voor brede oeverzones, waarbij 80 % van het nitraat is opgebruikt in de eerste 5 meter van de oeverzone. Denitrificatie is dus allereerst een relatief begrip, waarbij het gaat om de relatieve reductie in nitraat, dan wel de absolute reductie. Vergelijking van absolute waarden in denitrificatie is dan ook vaak waardeloos indien de nitraatbelasting niet gekend is en als er geen duiding is over watersaturatie van de bodem en verblijftijden. Niettemin zijn de meeste inschattingen voor denitrificatie die men vindt in de literatuur in absolute waarden.

Denitrificatie in Moerassen en meren

Seitzinger (2006) bekomt uit een zeer uitgebreide review van literatuur en met behulp van een indrukwekkend aantal co-auteurs een exponentiële relatie bevindt tussen de verblijftijd van het nitraathoudende water en relatieve N-verwijdering (Figuur 4.10). Denitrificatie is dus in absolute cijfers hoger bij hogere belasting, maar kan relatief gezien een lagere verwijderingsgraad hebben als de hydraulische belasting stijgt. Ook deze studie geeft men aan dat het aandeel van het anammox-proces integraal vervat zit in de denitrificatie-balansen. Door regressie van retentie met verblijftijden, bekomen ze een regressiecoëfficiënt van 0.56. Indien men ook nog de diepte van de betreffende systemen in rekening brengt, kan men een regressie maken tussen retentie en hydraulische oppervlakte-verblijftijd. Deze regressie levert een regressiecoëfficiënt van 0.63. Dit lijkt logisch want het contactoppervlak is immers bepalend voor de reactie en de diepte verhoudt zich evenredig met de verblijftijd.

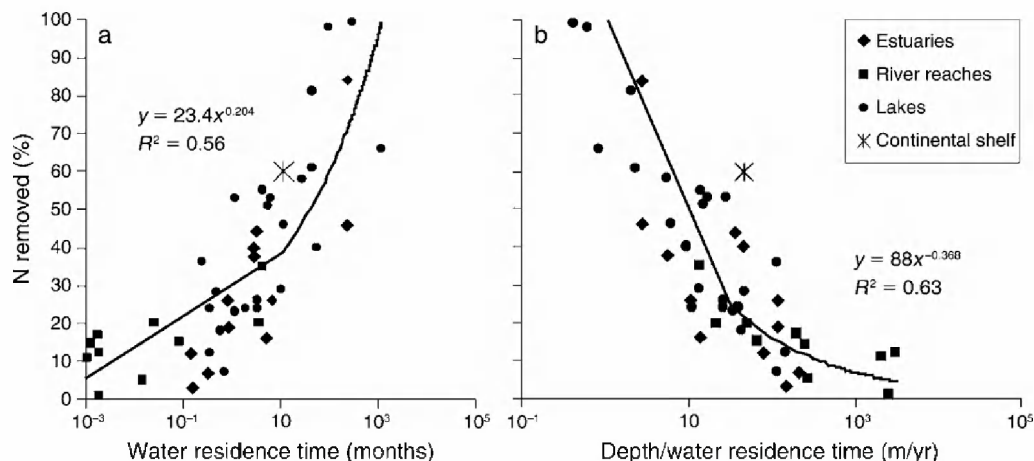


FIG. 5. Relationship between the percentage of N removed and (a) water residence time (mo) or (b) depth/water residence time (m/yr) for lakes, river reaches, estuaries, and continental shelves. Data sources: lakes, Ayers (1970) [cited by Schelske (1975)], Kaushik and Robinson (1976), Andersen (1977), Calderoni et al. (1978), Robinson et al. (1979), Kelley et al. (1987), Dillon and Molot (1990), Garnier et al. (1999); rivers, Hill (1979, 1981, 1983), Cooper and Cooke (1984), Cooke and White (1987), Christensen and Sorensen (1988), Seitzinger (1988), Christensen et al. (1990), Seitzinger (1991), Burns (1998); estuaries, Nixon et al. (1996); continental shelf, Fennel et al. 2006.

Figuur 4.10: Regressiemodel voor nitraat-retentie in functie van hydraulische verblijftijden (Seitzinger, 2006).

% verwijdering = 23.4 * maanden^{0.204}	R=0.56
Relatieve N-verwijdering (%) in functie van hydraulische verblijftijd in maanden	
OF	
% verwijdering = 88 * (diepte (m)/jaren)^{-0.368}	R=0.63
Relatieve N-verwijdering (%) in functie van diepte hydraulische verblijftijd in jaren	

Dit gesteld onder condities van waterverzadigde bodems (> 80 %) en de aanwezigheid van voldoende organisch materiaal. In ondiepe oppervlaktewateren gebeurt denitrificatie in de oxisch-anoxische overgang van de sedimenten en is hun verwijderingsefficiëntie vergelijkbaar met deze van moerassen. Afhankelijk van de gegevens (verblijftijd, debiet, gemiddelde diepte, oppervlakte) zal men dus één of beide vergelijkingen kunnen gebruiken. De functie met enkel hydraulische verblijftijden geeft een lagere inschatting voor ondiepe systemen en een hogere inschatting voor diepere systemen. De waterdiepte is begrensd op 3 meter, omdat er vanaf die diepte kans is op (seizoenale) stratificatie. Op dat moment spelen er andere processen en is deze formule niet meer geldig. De tweede formule geeft relatief hogere denitrificatie waarden per vierkante meter voor ondiepe systemen in vergelijking met de verblijftijd formule.

Denitrificatie in waterbodems van stromende wateren

Waterbodems van moerassen, rivieren, vijvers en meren kunnen evengoed nitraat verwijderen onder de vorm van stikstofgas. Denitrificatie vindt immers ook plaats in waterbodems van rivieren en met name in de overgangszone tussen anoxische sedimenten en het zuurstofrijk oppervlaktewater. Door

de aanwezigheid van stromend water en de hoge menging is er wel een fundamenteel verschil tussen waterbodems van rivieren en de waterbodems van meren en moerassen.

De zuurstofdiffusie in de waterbodem hangt af van de biologische activiteit in de bodem, het gehalte aan organisch materiaal en de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater. Macro-invertebraten in de sedimenten bevorderen het contactoppervlak tussen anoxisch sediment en oxisch oppervlaktewater door het graven van gangen en het verhogen van de porositeit van de waterbodem (Henriksen et al., 1983).

Indien er actieve depositie is van organisch materiaal (organische gesuspendeerde deeltjes), zal de denitrificatie toenemen zolang er natuurlijk sprake is van een zuurstofgradiënt.

Indien de waterkolom zelf zuurstofloos wordt, wordt de denitrificatie sterk beperkt omdat er geen overgang meer bestaat. Op dat moment ontstaan er in de waterkolom en de waterbodem processen die methaan, ammoniak en toxisch zwavelsulfide produceren (Figuur 1.1).

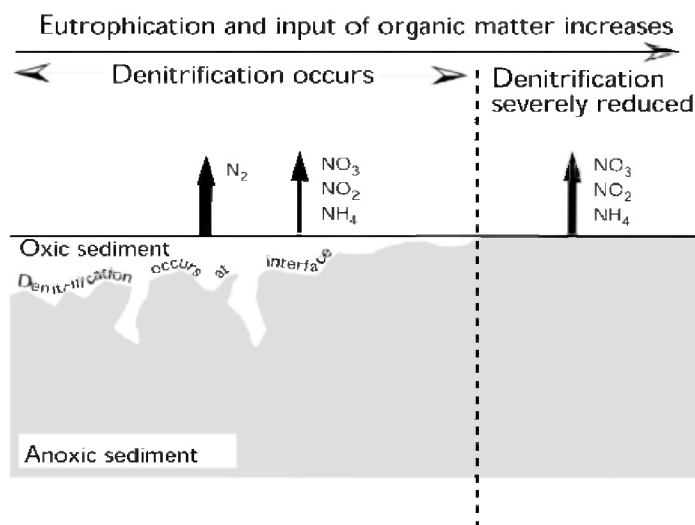


Fig. 4. Removal of nitrogen through denitrification in sediments as a function of eutrophication (increases towards the right end). Organic matter is deposited from the water column and consumes oxygen through degradation. As oxygen consumption increases with eutrophication, the sediment becomes completely oxygen free and the ecosystem switches into another state in which nitrogen is recirculated instead of transformed into nitrogen gas.

Figuur 4.11: Conceptueel schema voor denitrificatie in riviersedimenten en illustratie van de eutroficatie-drempel (Norberg, 1999).

Schattingen van denitrificatie in rivierbeddingen variëren sterk. Deze variatie hangt af van de nitraat- en zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater en de aanwezigheid van een gezonde sliblaag met veel macro-invertebraten (een goede biotische index). Indien er aan beide voorwaarden voldaan is, kan men uitgaan van een goede denitrificatie. Op basis van de verschillende literatuurbronnen kunnen we denitrificatie inschatten. Anderzijds kan denitrificatie in de waterkolom ook optreden wanneer een lage zuurstofconcentratie gecombineerd wordt met een hoge nitraatbelasting.

Denitrificatie werd in de studie van Pribyl (2004) gemeten op 2 manieren (N₂ flux en massabalans) op een riviertraject van 18,5 km. Beide methoden toonden dezelfde temporele variaties aan, hetzij met een bias van 0.49 g N/m²*d. De massabalans methode vertoonde hogere waarden (2.11 g N/m²*d) dan de N₂ flux metingen (1.62 g N/m²*d). Vermoedelijk is dit verschil te wijten aan bijkomende N-sequestratie in oevervegetatie biomassa en organisch materiaal in sedimenten. De hoogste waarden

volgens beide methoden waren respectievelijk 3.08 g N/m²*d (N²-flux) en 5.25 g N/m²*d (massabalans).

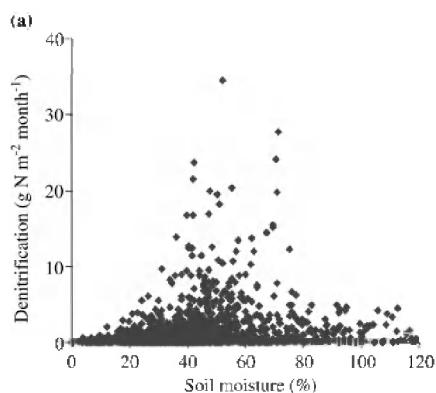
Denitrificatie in alluviale gronden

Een recente review van Pinay (2007), geeft inzicht in denitrificatie-raties voor verschillende hydrologische regimes. Het gaat hier niet enkel om echte wetlands, maar om alluviale bodems in het algemeen. Ze gebruikten een multivariabele regressie om denitrificatie te relateren aan 5 verschillende factoren.

- Gehalte klei en leem => alluviale depositie (% gehalte)
- Biomassa kruidlaag => korte cyclus input organisch materiaal (gram droog gewicht per m²)
- Bodemvochtgehalte => % waterverzadiging
- Nitraatgehalte (gram NO₃⁻ per m²)
- Temperatuur

De resultaten vertoonden een hoge variabiliteit met verschillen van 0 tot 30 gram N per m² per maand (= 1 g N/m²*d). Maximale denitrificatie werd niet gevonden bij 100 % waterverzadiging, maar bij waarden tussen 50 % en 80 % (Figuur 4.12). Dit kan verklaard worden omdat bij gedeeltelijke waterverzadiging er condities bestaan waarbij op microschaal aerobe en anaerobe sites naast elkaar kunnen bestaan. De nitrificatie gebeurt dan in de aerobe site en denitrificatie in de anaerobe site. Bij 100 % waterverzadiging kan geen nitrificatie plaatsvinden en leidt mineralisatie van organische stikstof tot de accumulatie van ammonium.

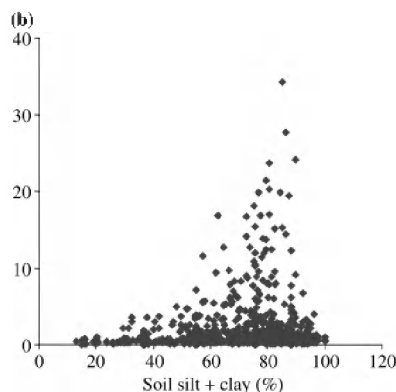
Verschillende studies rapporteerden eerder al dat bodem denitrificatie verwaarloosbaar was onder 60 % waterverzadiging (Aulakh & Rennie 1985; Grundmann & Rolston 1987). Eénmaal boven deze drempelwaarde, blijkt denitrificatie en bodemvochtgehalte sterk positief te correleren (Groffman & Tiedje 1991; Parsons et al. 1991).



Figuur 4.12: Correlatie tussen denitrificatie en bodemvochtgehalte (Pinay, 2007)

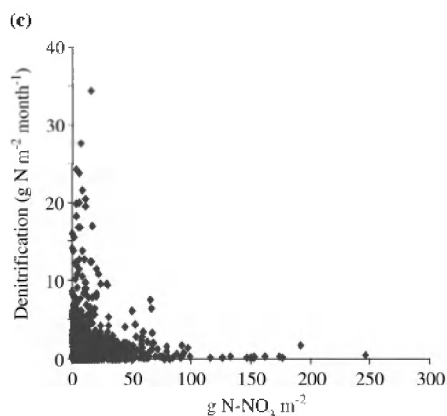
Alternerende aërobe en anaërobe fases versterken de denitrificatie. Deze korte-termijn cycli kunnen ontstaan door overstroomings- en ontwateringcycli (getijde beïnvloede overstroomingen) of door het frequent voorkomen van korte regenbuien op slecht ontwaterende bodems (vnl klei en leemgronden).

Er bestond ook geen lineaire relatie tussen denitrificatie en het klei-leem gehalte (Figuur 4.13). De hoogste denitrificatie kwam voor bij klei-leem gehalten van 80 %. Boven een gehalte van 60 % leem en klei werd hoge denitrificatie gemeten. Deze drempel bleek op te gaan voor alle sites.



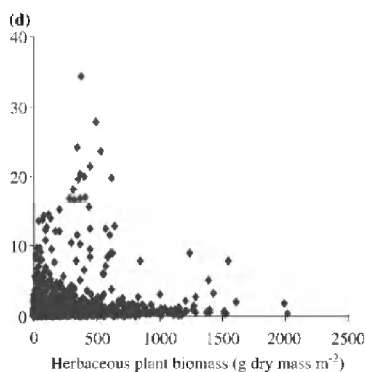
Figuur 4.13: Correlatie tussen denitrificatie en klei-leem gehalte (Pinay, 2007)

Er bestaat een negatieve exponentiële relatie tussen het nitraatgehalte en denitrificatie (Figuur 4.14). Dit lijkt een onlogische relatie en heeft te maken met het feit dat dit nitraatgehalte laag kan zijn omdat denitrificatie uitgewerkt is. De bodem kan net in een meer aërobe fase zitten (hoge N) of overwegend anaërobe fase zitten (lage N). De overgang van droge naar natte fase zal denitrificatie maximaliseren. Hoge denitrificatiewaarden werden gevonden in bodems met lage nitraatconcentraties. Het is logisch om te veronderstellen dat de denitrificerende bacteriën hun maximale activiteit en densiteit ontwikkelen naarmate er meer nitraat verbruikt is en dat de denitrificatie pas stopt bij nitraat limitatie.



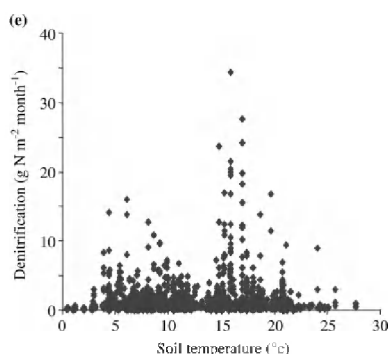
Figuur 4.14: Correlatie tussen denitrificatie en nitraatbelasting (Pinay, 2007)

Daarenboven bevond deze grootschalige studie ook dat er een negatieve exponentiële relatie bestaat tussen denitrificatie en de biomassa productie van de kruidlaag (Figuur 4.15). De hoogste denitrificatie-waarden werden gevonden op bodems met een lage biomassa productiviteit. Dit kan te maken hebben met de competitie van planten voor NO₃ en met de standplaatscondities. De biomassa productie is natuurlijk gerelateerd aan het bodemvochtgehalte en de beschikbaarheid van nutriënten (nitrificatie). De biomassa-productie is hoog op droge tot matig natte gronden met veel nutriënten. Dit betekent dat er planten mogen zijn, maar dat deze ook nitraat opnemen. Bij nitraatgelimiteerde ecosystemen zal er competitie zijn voor nitraat en er dus weinig denitrificatie zijn.



Figuur 4.15: Correlatie tussen denitrificatie en biomassa kruidlaag (Pinay, 2007)

Alhoewel vaak gesteld wordt dat lage temperaturen denitrificatie inhibeert, werd er zowel bij lage als bij hoge temperatuur een aanzienlijke denitrificatie gemeten (Figuur 4.16). Dit bimodale patroon doet vermoeden dat er aangepaste microbiële gemeenschappen ontstaan met elk hun optimum op een verschillende temperatuur (resp. 5 °C en 15 °C).



Figuur 4.16: Correlatie tussen denitrificatie en temperatuur (Pinay, 2007)

Uit de ranking van de voorspellende variabelen kan men concluderen dat vooral bodemvochtigheid de belangrijkste voorspeller is van denitrificatie, met in de tweede plaats temperatuur en nitraatbeschikbaarheid. Het blijft ambigu dat net het nitraatgehalte een voorspeller is van de denitrificatie en dat een goede denitrificatie voorspeld wordt door lage nitraatwaarden in de bodems. Dit zegt dus niets over de Nitraat turn-over in de bodem. Wel kunnen we stellen dat in bodems met een laag nitraatgehalte, nitrificatie (nitraat input) en denitrificatie in evenwicht zijn. Met name kan er in een bodem met lage nitraatgehalten toch een intense N-processing zijn (zowel hoge nitrificatie als denitrificatie), maar met een lage aanrijking tot gevolg (NO_3^- aanrijking). Dit betekent ook dat een inschatting van de nitraatbelasting meer kan zeggen dat de eigenlijke nitraat concentraties ter plaatse, aangezien deze al voor een groot deel gedenitrificeerd kunnen zijn.

Denitrificatie in beekbegeleidende ecosystemen (oeverzones, moerassen)

Burt (2005) geeft aan hoe er verschillen kunnen optreden in verblijftijden ivf de hydro-topologische gradiënt (Figuur 4.17). Bovenlopen hebben doorgaans een hoge drainage capaciteit en dus een korte

verblijftijd in de alluviale vlakte (Pinay, Clement et al. 2002). De relatieve verwijdering van nitraat in een oeverzone wordt bepaald door de breedte van de oeverzone, die evenwel in verhouding moet zijn met de nuttige zone voor denitrificatie (grondwaterstanden), de nitraatbelasting vanuit hoger gelegen gronden en de hydrologische belasting (verblijftijd). De hydrologische verblijftijd wordt grotendeels bepaald door de hydro-topologie (Burt and Pinay 2005).

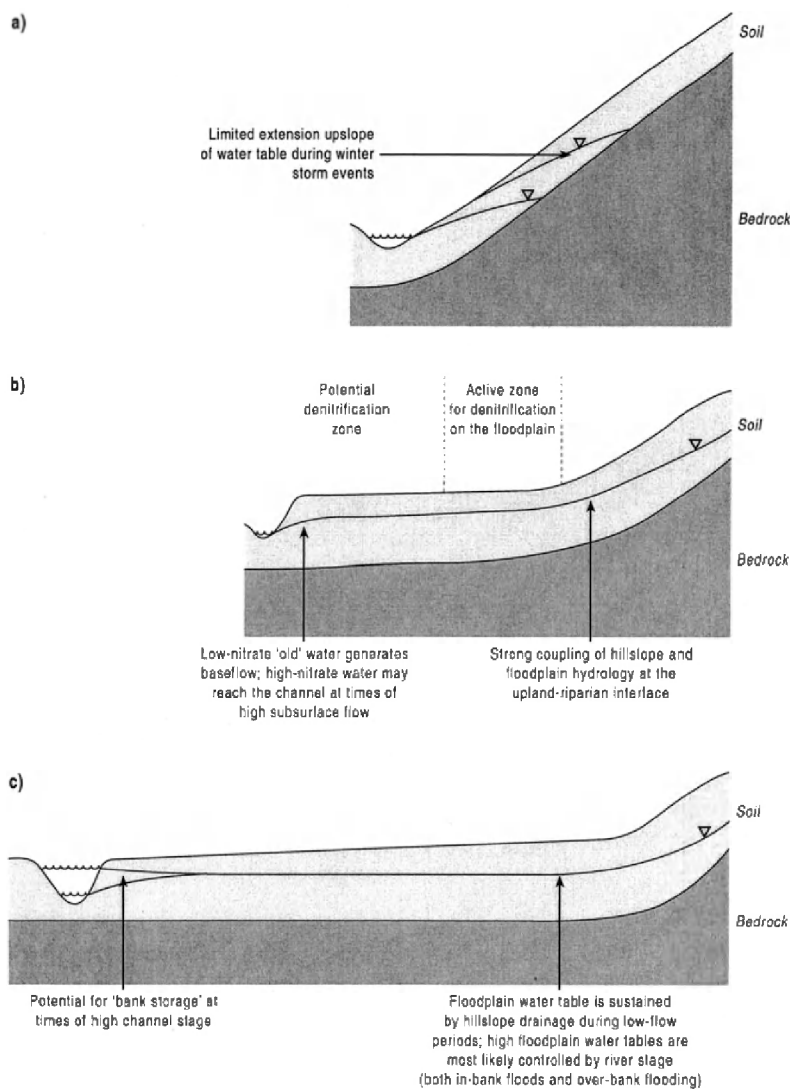


Figure 11 Stream order, hillslope form and the residence time of subsurface water in the riparian zone. (a) Headwater slopes; (b) middle-order slopes; (c) high-order slopes

Figuur 4.17: De effecten van valleimorfologie op grondwater en denitrificatie (Burt, 2005)

De impact van drainage op de vallei hydrologie heeft tot gevolg dat de actieve zone voor denitrificatie verkleint én de verblijftijden in die actieve zones beperkt worden (Figuur 4.1).

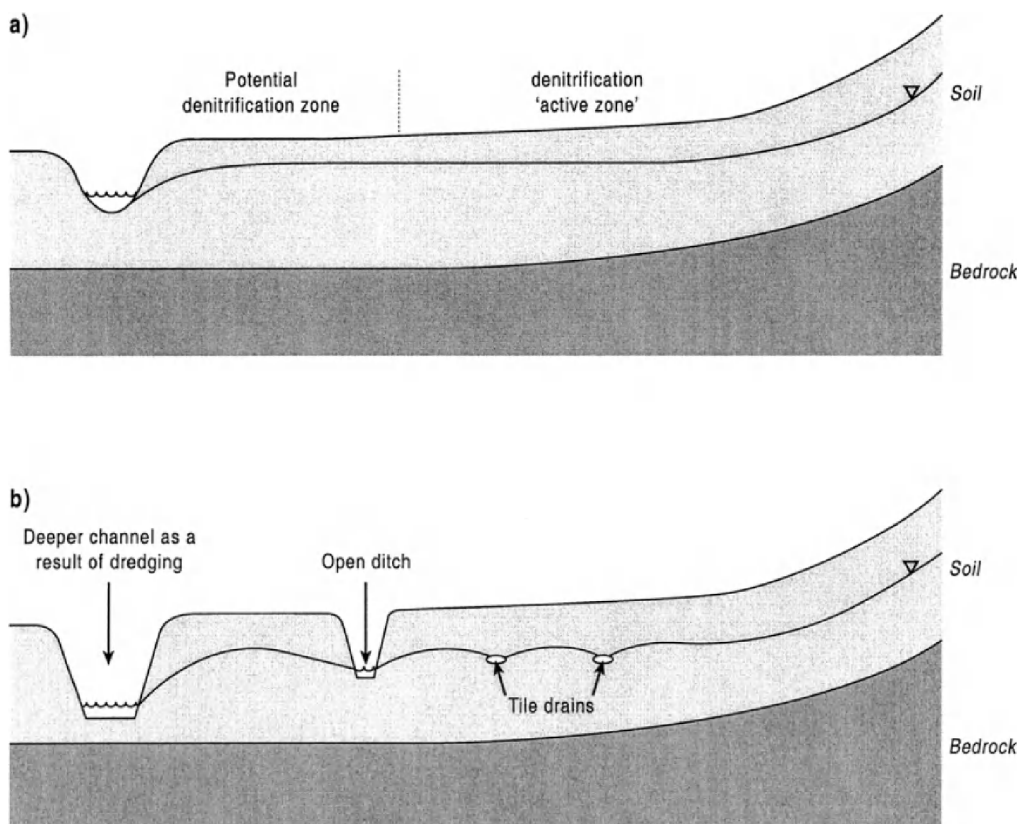


Figure 12 A schematic diagram showing the impact of land drainage on water-table height and the extent of 'active' and 'potential' denitrification zones

Figuur 4.18: Effecten van drainagesystemen zoals grachten en drainagebuizen op de denitrificatie-capaciteit van valleisystemen (Burt, 2005).

Figuur 4.18 illustreert de invloed van drainagesystemen op denitrificatie. In natuurlijke systemen is er een brede zone van ondiep grondwater (< 50 cm). Bij dergelijke systemen is er een zone van actieve denitrificatie en een zone van potentiële denitrificatie. De zone van potentiële denitrificatie wordt gekenmerkt door een nitraatgelimiteerde vegetatie. De actieve zone heeft het nitraat surplus grotendeels weggezuiverd. Pieken in nitraatuitspoeling kunnen ondervangen worden door de potentiële. Leigrachten en andere drainagesystemen vangen het nitraatrijke water af en voeren het rechtsstreeks naar de rivier. Met het verlagen van de grondwaterstand in de vallei en het verlagen van de drainage basis van de rivier, wordt denitrificatie beperkt in oppervlakte en intensiteit (actieve zone verkleint). Indien de oeverzone onvoldoende breed is en/of gedraineerd wordt, kan niet alle nitraat verwijderd worden en krijgt men een meer variabel denitrificatie patroon.

Echte kengetallen voor nitraatverwijdering uit grondwater in oeverzones zijn vrijwel niet te vinden. Dit is logisch omdat de kengetallen een functie zijn van hydraulische verblijftijd, grondwaterpeil en nitraatbelasting. Deze zijn allen zeer variabel in de tijd en enkel oeverzones met voldoende reserve (breedte) zullen 100 % denitrificeren. De kritische breedte van de oeverzone zal dus afhangen dezelfde variabelen (hydraulische verblijftijd, grondwaterpeil en nitraatbelasting). Een brede effectieve

(waterverzadigde) oeverzone duidt op een lage drainage, waarbij er zelfs bij sterk doorlatende bodemtypen er een lange verblijftijd van het grondwater kan zijn.

De verstoring van de waterhuishouding (Degans, Kellens et al. 2007) en meer bepaald de versnelde afvoer van water door drainage zal ongetwijfeld een effect hebben op de waterkwaliteit door een verlies aan verblijftijd. Behrendt and Opitz (1999) ontwikkelden een statistisch model op basis van gegevens van een honderdtal bekkens. Door waterretentie op bekken schaal kan een aanzienlijke nitraatretentie bereikt worden. De input van nitraat uit het bovenstroomse gebied is tevens steeds meer extreem en tijdelijk geworden (Pinay, Clement et al. 2002). Het uitloggen van nutriënten uit akkerland is meer neerslaggevoelig, dan voor graslanden en bossen. De natuurlijke gradiënten worden doorbroken door menselijke interacties (lozingen, bemesting). Dit maakt het zeer moeilijk om bvb oeverzones te bemeten, te modelleren en te extrapoleren. Met name kan er op het ene moment een nitraat-limitatie zijn en op een ander moment een overbelasting, waardoor de totale efficiëntie van de oeverzone daalt.

3.6. Cyclering van fosfor

Fosfaat is wellicht een van de meest complexe elementen die er bestaan. Andere nutriënten (C, N) kunnen gemakkelijker verwijderd worden uit het watersysteem door hun hogere mobiliteit en de mogelijkheid tot gasvorming (CO_2 , N_2O , NH_3 , N_2 , CH_4) (Mitsch et al., 2000). Bij fosfaatretentie dient bemerkt te worden dat fosfaat van nature weinig mobiel is en er grote hoeveelheden P op natuurlijke wijze gefixeerd zitten in bodems. Het probleem van eutrofiëring door fosfaat is dan ook grotendeels te wijten aan de directe lozing van fosfaat in de waterlopen (industrie-huishoudens), door afspoeling (erosie) en door uitspoeling (fosfaatdoorslag) uit landbouwgrond. Fosfaatdoorslag komt voor wanneer er meer fosfaat wordt ingebracht via bemesting dan dat de bodem kan bufferen (Fe, Ca, Al). De buffercapaciteit van de bodem is sterk afhankelijk van samenstelling, textuur en de redoxcondities (bodempH). Met name de aanwezigheid van ijzer, aluminium en calcium is belangrijk. Directe input van fosfaat is vooral te wijten aan lozingen en landerosie (fosfaat geadsorbeerd aan sedimenten). Ook kan een verandering van bodemhydrologie zorgen voor wijzigingen in bodempH en aldus P vrijstellen naar het grondwater. Wel is P-in biomassa en P in organisch materiaal in bodems van belang voor de nutriëntencyclering en bodemvorming. De relevantie van P-retentie in biomassa is dan ook twijfelachtig. Er kan pas een baat toegeschreven worden indien:

- Er vermeden wordt dat P terecht komt in het grond of oppervlaktewater.
- P verwijderd wordt uit het oppervlaktewater (macrofyten, bezinking en begraving)

P in bodems

De reacties die ten grondslag liggen van de fosfaatvrijstelling (opgelost fosfaat) zijn een combinatie van sorptie/desorptie (reductie-oxidatie) en het precipiteren/oplossen van mineralen (House, 2003). Bij vastlegging van P in de (water) bodem spelen ijzer, aluminium en calcium in de meer geoxideerde systemen een belangrijke rol (De Haan en Zwerman, 1978). Ook het gehalte aan organische stof is een belangrijke factor voor de opslag van P. Ijzer wordt als de meest belangrijkste factor beschouwd.

Aluminium en calcium worden meer belangrijk in relatief ijzerarme bodems. Het kleigehalte is meestal positief gecorreleerd met het ijzergehalte (De Haan en Zwerman, 1978). De beschikbare zuurstof in de waterbodem wordt verbruikt door aanwezige organismen zodat andere elektronen-acceptoren gebruikt worden in de reacties. Mangaan Mn(IV), ijzer Fe(III) en sulfaat SO_4 zullen – indien aanwezig – sequentieel optreden als elektronen-acceptoren in reductiereactie. Zowel verdroging van natte systemen als vernatting van droge systemen leiden tot fosfaatvrijstelling omdat ze zorgen voor mineralisatie van organisch materiaal en/of wijzigingen in de redox-condities (Kemmers, 2007).

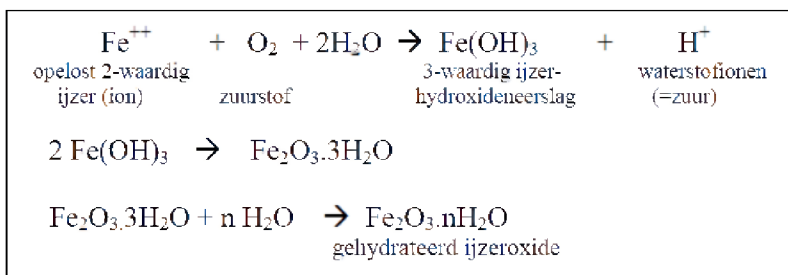
Een organische rijke bodem bevat P-voorraden die door microbiële processen in de bodem op een geleidelijke en natuurlijke manier vrijgesteld worden als biologisch beschikbaar fosfaat. Het draineren van veenrijke bodems kan dus wel zorgen voor eutrofiëring, omdat er door mineralisatie veel P vrijkomt dat biologisch beschikbaar is voor de planten. Indien de planten dit onvoldoende kunnen opnemen zal het drainagewater fosfaatrijk zijn.

Daarnaast kan vernatting van voormalig droge systemen evenzeer tot fosfaatproblemen leiden. Fosfaat heeft onder anaërobe omstandigheden een ander adsorptiegedrag dan onder aërobe omstandigheden (Kemmers, 2007). En fosfaatbeschikbaarheid wordt sterk gereguleerd door allerlei redoxreacties die elkaar sterk beïnvloeden. Ijzeroxiden spelen een belangrijke rol in de fosfaatbeschikbaarheid onder aërobe omstandigheden. Onder reducerende (anaërobe) omstandigheden lost ijzeroxide op, waardoor het gebonden fosfaat gemobiliseerd wordt. Vernatting van verdroogde (landbouw) - ecosystemen leidt in vele gevallen tot significante fosfaatvrijstelling, waarbij er zowel korte als langere termijn processen spelen. In de eerste plaats wordt driewaardig ijzer gereduceerd tot tweewaardig ijzer waardoor de adsorptiecapaciteit daalt. Dit is een omkeerbaar proces omdat onder aërobe omstandigheden terug ijzeroxiden gevormd worden. Tenslotte kan ook extra fosfaat worden vrijgesteld door reductie van sulfaten die aangevoerd worden met het oppervlaktewater. De aanwezigheid van sulfaat en ijzer onder anaërobe omstandigheden kan leiden tot een stabiele (onomkeerbare) verdere reductie van ijzer tot pyriet, waarbij de volledige adsorptiecapaciteit verloren gaat (Van Delft, 2005). De aanvoer/aanwezigheid van sulfaat kan dus de desorptie van fosfaat mogelijk verergeren. In bepaalde natte natuurgebieden wordt soms oppervlakkig pyriet aangetroffen. Dit pyriet ontstaat door de reductie van ijzer en sulfaat onder natte anaërobe omstandigheden, waardoor tevens fosfaat en nitraat vrijgesteld wordt. Dit treedt vooral op waar sulfaatrijk en ijzerrijk waterstromen in organisch rijke bodems met elkaar in contact komen. Vooral in kustgebonden ecosystemen zijn er van nature sulfaatrijke (kleiige) bodems. Dit proces leidt tot interne eutrofiëring omdat reductieprocessen pH verhogende reacties zijn en mineralisatie bevordert. Dit proces komt echter niet enkel voor in kustgebonden milieus. De belangrijkste oorzaak van pyrietvorming in niet kustgebonden ecosystemen is de sterk verhoogde aanvoer van sulfaat door atmosferische depositie en aanvoer via oppervlaktewater. Sulfaatreductie in de aanwezigheid van ijzeroxide-gebonden fosfaat leidt dus tot ontregeling van de stikstof, fosfaat en zuurhuishouding. Volgens sommige wetenschappers is de extra vrijstelling van fosfaat door sulfaattoevoer miniem in vergelijking met de hoeveelheden fosfaat die gemobiliseerd worden door ijzerreductie (Van Delft, 2005).

P in oppervlakte water en waterbodems

Opgelost fosfaat wordt verwijderd uit oppervlakte water door adsorptie aan sedimenten in de stroombedding, sedimentatie van ijzerfosfaat en door opname door algen en in water levende macrofyten (de Wit, 1999). De adsorptie van fosfor wordt in feite bepaald door een neerslagreactie van fosfaat aan ijzer dat zich in het oppervlaktewater en in de waterbodem bevindt. Zelfs bij 100 % zuurstofverzadiging in de waterkolom zal zuurstof slechts zeer ondiep doordringen in de waterbodem, wat leidt tot de vorming van Fe(II) op relatief beperkte diepte in de waterbodem. Als tegelijk de P-concentratie voldoende hoog is in het poriënwater kan FePO_4 precipiteren in de poriën. Dit mechanisme is belangrijker in zeer eutrofe wateren daar de zuurstofdiffusie beperkt is in de waterbodem en er voldoende hoge P-concentraties zijn. In zeer eutrofe wateren (kanalen en overstortbekkens) met voldoende ijzer in de waterbodems kan vivianiet gevormd worden en hier tot 20 % van de waterbodemmassa uitmaken.

Deze specifieke manier om fosfaat permanent te fixeren komt tevens voor in kwelgebieden met behulp van ijzerbacteriën. Ijzerbacteriën (*Gallionella ferrognosis*) gebruiken opgeloste zuurstof in het water om tweewaardig ijzer te oxideren tot ijzerhydroxide op de plaatsen waar het zuurstofloze kwelwater uit de bodem komt. Dit ijzerhydroxide is slecht wateroplosbaar en vormt een bruine neerslag.



Naast oxidatie door zuurstof kan er ook ijzercarbonaat gevormd worden door reactie met koolzuur (CO_2) uit de lucht. Dit ijzercarbonaat is beter in staat om fosfaat te binden dan ijzeroxide. Daarnaast zal het tweewaardig ijzer ook rechtstreeks reageren met fosfaat tot ijzerfosfaat. Wanneer dat onoplosbaar ijzercarbonaat en geadsorbeerd fosfaat bezinkt en zich mengt met ijzerhydroxiden en ijzerfosfaat, krijgen we mineralen die zeer stabiel zijn (gedehydrateerd ijzerfosfaat ofwel vivianiet). Op deze manier kunnen bacteriologische processen in kwelzones bijdragen tot fosfaatfixatie.

P-retentie in wetlands wordt ook bewerkstelligd door opname in biomassa en in de organische stof in de bodems. Hierbij veronderstellen we een P-gehalte van 2-2,5 gram P per kilo organische stof. Bij jonge moerassen kan deze P-opname vrij groot zijn. Bij een toename van 34 ton organische stof/ha per jaar (Altor en Mitsch, 2008), is er een P-vastlegging van 68-85 kg per jaar in organisch materiaal. Indien deze fosfaataanvoer gebeurt via oppervlaktewater, is er een effectieve zuiveringsfunctie. Moerasleeftijd en de relatieve toename van koolstofvoorraden zijn belangrijke verklarende factoren voor P-retentie via opname in organisch materiaal. Jonge moerassen zijn vaak nog hoogproductief en accumuleren meer organisch materiaal dan oude moerasesystemen.

P-nalevering bij inundatie

Daar waar stikstof vaak uit het systeem wordt verwijderd door inundatie, leidt dit in het geval van fosfaat meestal tot mobilisatie en dus een hogere beschikbaarheid (Runhaar et al., 2004). Zoals eerder beschreven in dit hoofdstuk, zal wisseling van aërobe condities naar anaërobe condities de vrijstelling van fosfaat bevorderen. Eén van de belangrijkste processen voor fosfaatmobilisatie is waarschijnlijk de reductie van driewaardig ijzer (Fe_{3+}) tot het mobieler tweewaardig ijzer (Fe_{2+}) die plaatsvindt als gevolg van de lage redoxpotentiaal die ontstaat bij de anaërobe afbraakprocessen. Hierbij gaat het aan ijzer(hydr)oxiden gebonden fosfaat in oplossing (Mitsch&Gosselink, 1993). Omdat zowel de afbraak van organisch materiaal als de reductie van ijzer sterk temperatuurafhankelijke processen zijn, kan verwacht worden dat de mobilisatie van fosfaat beperkter is tijdens winteroverstromingen (Loeb & Lamers, 2003). Tenslotte kan ook extra fosfaat worden vrijgesteld door reductie van sulfaten die aangevoerd worden met het oppervlaktewater. Volgens sommige wetenschappers is de extra vrijstelling van fosfaat door sulfaattoevoer miniem in vergelijking met de hoeveelheden fosfaat die gemobiliseerd worden door ijzerreductie.

Fosfaatretentie in bufferstroken (oeverzones)

Fosfaatretentie in bufferstroken en oeverzones hangt sterk af van de relatieve belasting van de bufferstrook en het vegetatietype op de bufferstrook. 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 anderzijds de sedimentbelasting waaraan deze wordt blootgesteld. Afstromend water met fosfaatrijk sediment wordt vertraagd in de bufferstrook, waardoor de sedimenten bezinken. Ideaal is een voldoende brede bufferstrook (10 meter) met korte (5-15 cm) stugge vegetatie. Het gras mag het niet te lang zijn omdat het anders platgedrukt wordt en zijn afremfunctie verliest. Kruidachtige vegetatie kan ook omdat deze niet zo snel platgedrukt wordt. De sediment belasting is zeer variabel en afhankelijk van de helling, het bodemtype (leem), de lengte van de helling, de gewasbedekking (groei seizoen) en eventuele beheersmaatregelen op het veld. De erosie gebeurtenissen volgen meestal niet snel op elkaar, en door de aanvoer van voedselrijk sediment overgoeit het gras al snel het afgezette sediment. Er bestaan erosiegevoeligheidskaarten die een ruimtelijk beeld geven van potentiële en actuele erosie in Vlaanderen.

De onderstaande tabel geeft enkele fosfaatretentie waarden voor bufferzones uit de literatuur. Deze data werden echter niet onderbouwd met gegevens over de breedte van de bufferzone.

Tabel 4.2: Enkele waarden voor fosfaatretentie in bufferzones (Kay, 2009)

Efficiëntie van bufferzones voor fosfaat retentie		
Totaal fosfaat	6% reductie	McKergow et al. (2003)
	10–98% reductie	Heathwaite et al. (1998)
	0–97% reductie	Uusi-Kämpä et al. (2000)

	31% reductie	Abu-Zreig (2001)
	60–80% reductie	Vallières (2005)
	8–97% reductie	Dorioz et al. (2006)
	27% reductie – 41% toename	Borin et al. (2005)
Opgelost fosfaat	16% reductie	Vaananen et al. (2006)
	61% toename	McKergow et al. (2003)
	17% reductie – 475% toename	Borin et al. (2005)
	0–30% reductie	Dorioz et al. (2006)

4. WINSTEN UIT N- EN P-VERWIJDERING EN MAATREGELEN TER MAXIMALISATIE

4.1. N-Verwijdering

Als waarde voor de regulerende diensten die ervoor zorgen dat stikstof (N) wordt verwijderd uit het water of er niet in terecht komt, berekenen we met het milieukostenmodel de gemiddelde marginale kostprijs van maatregelen voor het reduceren van totaal N of Nt.

De curve voor Nt werd opgenomen in het onlangs door VMM gepubliceerde ontwerp stroomgebiedbeheerplan. Als kosteneffectieve maatregelen werden in het maatregelenprogramma voor 2015 opgenomen:

Voor bevolking:

- Uitvoering van de optimalisatieprogramma's 2006-2009
- Bouw nieuwe/renovatie bestaande RWZI's

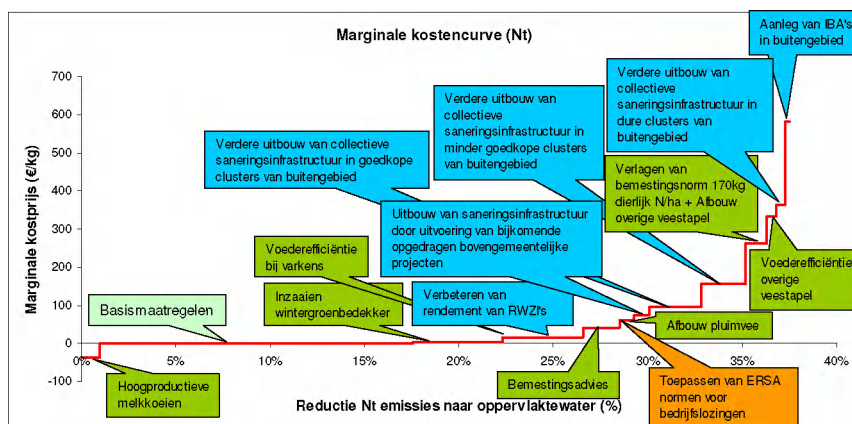
Voor industrie:

- Verstrenging lozingsnormen op basis van normen Richtlijn Stedelijk Afvalwater (ERSA)

Voor landbouw:

- Verhoging melkproductie melkvee
- Verhoging voederefficiëntie varkens
- Bemesting volgens advies
- Grasbufferstroken
- Inzaai wintergroenbedekkers

De marginale kosten van deze maatregelen in Vlaanderen variëren van -38€ tot 74€.



Figuur 4.19: Marginale kostencurve Nt (Milieukostenmodel, VITO, 2009)

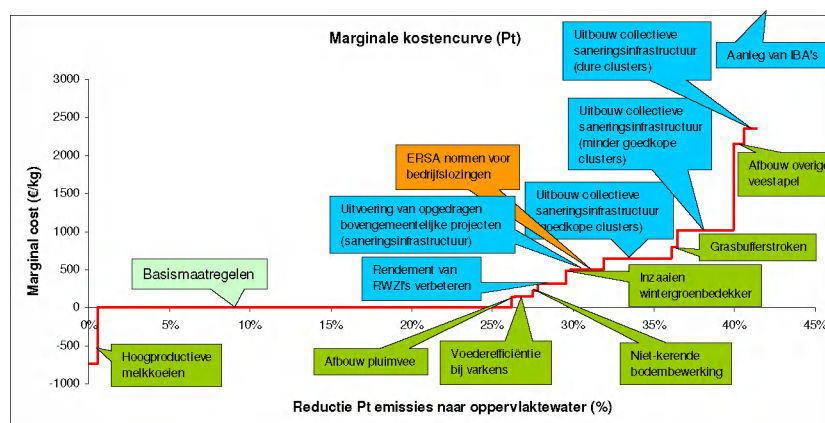
De maatregel met de hoogste marginale kost voor Nt is de verdere uitbouw van bovengemeentelijke sanering (optimalisatieprogramma's 2006-2009). De marginale kost van deze maatregel bedraagt voor Vlaanderen gemiddeld 74 €/kg. Het is deze waarde die wordt gebruikt voor de waardering van reguleringsbaten.

Voorbeeld: Denitrificatie in een moeras

Een moeras van 10 hectare, gemiddeld 0.5 meter diep, dat belast wordt met 0.5 m³/seconde en 50 mg/l N (788 ton/jaar), heeft een verblijftijd van 0.38 maanden en verwijdert dus 20 % stikstof. Dit resulteert op jaarbasis in een verwijdering van 157 ton. Bij een marginale kost van 74€/kg bedraagt de jaarlijkse baat van dit moeras 11 miljoen €.

4.2. P-verwijdering

Net als voor Nt werd ook voor totaal fosfor of Pt kostencurves opgenomen in het stroomgebiedbeheerplan.



Figuur 4.20: Marginale kostencurve Pt (Milieukostenmodel, VITO, 2009)

De duurste kosteneffectieve maatregelen opgenomen in het maatregelenprogramma voor 2015 zijn grasbufferstroken (800 €/kg). Deze cijfers zijn hoger dan de kengetallen in de literatuur gebruikt, maar ze geven wel een correcter beeld voor Vlaanderen. Waterkwaliteit is immers een lokaal/regionaal

vraagstuk en niet perse een mondiaal. De schaduwrijzen moeten dan ook berekend worden door de Vlaamse kosten die moeten gemaakt worden om te voldoen aan de vooropgezette emissiedoelstellingen. Bij de toepassing moeten we corrigeren voor natuurtypen waarbij zowel N als P verwijdering plaatsvindt. Veel van de maatregelen in het milieukostenmodel hebben immers een effect op beide nutriënten.

Zoals hierboven duidelijk geïllustreerd, kunnen natuurbehoudsmaatregelen als het creëren van wetlands, het herstel van riviermorfologie, en retentie, het aanleggen van bufferstroken etc. een grote winst opleveren voor de ESD 'natuurlijke verwijdering van N en P'.

5. LITERATUUR

- Aitkenhead, J. A. and W. H. McDowell (2000). "Soil C : N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales." *Global Biogeochemical Cycles* 14(1): 127-138.
- Albon (2006). Ontwikkelen van een expertsysteem voor het adviseren van het koolstofbeheer in de landbouwbodems, Vlaamse Overheid Departement Leefmilieu, Natuur en Energie - (ALBON) Dienst Land- en Bodembescherming.
- Andre, F. and Q. Ponette (2003). "Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards stand in Chimay (Belgium)." *Annals of Forest Science* 60(6): 489-502.
- Burt, T. P. and G. Pinay (2005). "Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes." *Progress in Physical Geography* 29(3): 297-316.
- Cordell, D., J.-O. Drangert, et al. (2009). "The story of phosphorus: Global food security and food for thought." *Global Environmental Change*, 19: 292-305.
- De Troch, F. and N. Lust (2001). Modelling van de impact van vegetatie (heide, loofbos, naaldbos) van infiltratiegebieden op de waterkwaliteit in stroombekkens VLAAMS IMPULSPROGRAMMA NATUURONTWIKKELING (VLINA).
- Degans, H., W. Kellens, et al. (2007). MIRA - Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verstoring van de waterhuishouding, Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.
- De Haan F.A.M. and P.J. Zwerman, Soil pollution. In: G.H. Bolt and M.G.M. Bruggenwert, Editors, *Soil Chemistry A, Basic Elements*, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, The Netherlands (1978), pp. 192-263.
- de Wit, M. and H. Behrendt (1999). "Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the rhine and elbe basins." *Water Science and Technology* 39(12): 109-116.
- Dignac, M. F., I. Kogel-Knabner, et al. (2002). "Chemistry of soil organic matter as related to C : N in Norway spruce forest (*Picea abies*(L.) Karst.) floors and mineral soils." *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 165(3): 281-289.
- Eschenbach, C. and K. Ludger (1999). "Leaf water relations of black alder [*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.] growing at neighbouring sites with different water regimes." *Trees - Structure and Function* V14(1): 28-38.
- Finke, P. A. and G. Baert (2009). Tussentijds rapport - Ontwikkelen en uittesten van een methode voor de actualisatie van de drainageklasse van de bodemkaart, In opdracht van Departement Leefmilieu, natuur en energie - Afdeling land en Bodembescherming.
- Gundersen, P. ", Callesen, I., de Vries, W. (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N rations. *XX*, 102, 403-407."
- Haycock, N. E. and T. P. Burt (1993). "Role of Floodplain Sediments in Reducing the Nitrate Concentration of Subsurface Run-Off - a Case-Study in the Cotswolds, Uk." *Hydrological Processes* 7(3): 287-295.
- Kay, P., A. C. Edwards, et al. (2009). "A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry." *Agricultural Systems* 99(2-3): 67-75.
- Kuijken, E., D. Boeye, et al. (2001). Summary of the Report on the State of Nature in Flanders. Brussels, Institute of Nature Conservation.
- Liekens, I., Schaafsma, M., Staes, J., De Nocker, L., Brouwer, R., Meire, P. (2009). Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, VITO, 2009/RMA/R308.
- Loeb, R., & L. P. M. Lamers, 2003. The effects of river water quality on the development of wet floodplain vegetation types in the Netherlands. Proceedings of the International Ecofood Conference 'Towards natural flood reduction strategies', Warsaw, Poland. <http://levis.sggw.waw.pl/ecoflood/>
- Merot, P., L. Hubert-Moy, et al. (2006). "A Method for Improving the Management of Controversial Wetland." *Environmental Management* 37(2): 258-270.
- Meyerson, L. A., K. A. Vogt, et al. (2002). Linking the Success of Phragmites to the Alteration of Ecosystem Nutrient Cycles. *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*: 827-844.

Ohlson, M. and N. Malmer (1990). "Total Nutrient Accumulation and Seasonal-Variation in Resource-Allocation in the Bog Plant *Rhynchospora Alba*." *Oikos* 58(1): 100-108.

Pinay, G., J. C. Clement, et al. (2002). "Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems." *Environmental Management* 30(4): 481-491.

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.

Runhaar, H., M. Talsma, et al. (2004). Waterberging en natuur, een goede combinatie?

Uri, V., H. Tullus, et al. (2003). "Nutrient allocation, accumulation and above-ground biomass in grey alder and hybrid alder plantations." *Silva Fennica* 37(3): 301-311.

Van Avermaet P., Van Hooste H., et al. (2006). MIRA - Milieurapport Vlaanderen (www.milieurapport.be) Achtergronddocument 2006, Verzuring Vlaamse Milieumaatschappij.

Van Avermaet P., Van Hooste H., et al. (2006). MIRA Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Verzuring, w. m. b. Vlaamse Milieumaatschappij.

Van Ballaer, B, De Deckere, E., Maris, T. en Meire, P., 2006. Verkennend onderzoek over eutrofiëring in Vlaanderen. In opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Rapport Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer ECOBE 06- R95

Vance, C. P. (2001). "Symbiotic Nitrogen Fixation and Phosphorus Acquisition. Plant Nutrition in a World of Declining Renewable Resources." *Plant Physiol.* 127(2): 390-397.

VLM (2006). Analyse van Nitraatstikstofresidumetingen in de tuinbouw, Vlaamse Landmaatschappij - Afdeling Mestbank.

VMM (2001), Van nature overstroombare gebieden, Vlaamse Milieumaatschappij - afdeling Operationeel Waterbeheer.

Zavitkovski, J. and R. D. Stevens (1972). "Primary Productivity of Red Alder Ecosystems." *Ecology* 53(2): 235-242.

Hoofdstuk V. Primaire Productie - Landbouw

Francis Turkelboom (INBO)

1. ABSTRACT

In 2008 nam de landbouw een totale oppervlakte van 623.698 ha in (of 46% van de oppervlakte van Vlaanderen). Dit areaal vertoont een licht dalende tendens. Van de totale oppervlakte cultuurgrond nemen de voedergewassen het grootste aandeel voor hun rekening (60%), wat het belang van de veehouderij in Vlaanderen onderstreept. Ongeveer de helft van de Vlaamse bedrijven houdt runderen. De akkerbouwteelten zijn goed voor 32% van de totale beschikbare oppervlakte, waarvan twee derde bestemd is voor de graanteelt. Bijna 8% van de beschikbare oppervlakte is tuinbouwgrond, waarvan ruim de helft bestemd is voor groenteteelt. De ligging van de regionale concentraties en specialisaties hebben vaak een historische achtergrond of zijn bepaald door verschillen in bodemkwaliteit. De opbrengstcijfers voor de verschillende gewassen verschillen sterk van jaar tot jaar. In 2007 bedroeg de Vlaamse productie 1.039.645 ton voor graan, 1.943.677 ton voor aardappelen, en 2.229.421 ton voor suikerbieten. Het aantal runderen bedroeg 1.318.654 in 2007 (-20% t.o.v. 1997). De eindproductiewaarde van de Vlaamse land- en tuinbouw bedraagt 4,5 à 5 miljard euro/jaar, en vertoont tussen 2000 en 2008 een licht stijgende tendens. In 2008 is de eindproductiewaarde als volgt verdeeld: 59% veeteelt, 32% tuinbouw, en 8,5% akkerbouw.

Landbouw heeft een groot aandeel in druk op waterleven door gewasbescherming (87% van totale druk), N en P belasting van oppervlaktewater (58% & 42%), vermestende en verzurende emissie (50% & 33%), en PM10-stof emissie (38%). Over de periode 2000-2007 nam echter de milieudruk van de landbouw duidelijk af, behalve voor de erosiegevoeligheid van het landgebruik en voor bestrijdingsmiddelen. Biodiversiteit in landbouwgebieden wordt beïnvloed worden door nieuwe ontwikkelingen zoals intensivering, schaalvergroting, bemesting, gebruik van bestrijdingsmiddelen, drainage, etc. De belangrijkste ondersteunende ecosysteemdiensten voor landbouw, veerkrachtige bodems en functionele agro-biodiversiteit, zijn op die manier ook onder druk komen te staan. Deze drukken worden gedeeltelijk gecompenseerd door nieuwe wetgeving, aanpassingen in de landbouwsector, agro-beheersmaatregelen, en het exploreren van multi-functionele landbouw in de veranderende ruimtelijke structuur van het Vlaamse platteland.

De toekomstige uitdagingen van de Vlaamse landbouw hebben te maken met de beschikbaarheid van grond, mondialisering van de handel, nieuwe technologieën, implicaties van de veranderende energie situatie, en noodzaak om landbouwactiviteiten beter in harmonie te brengen met de ecologische noden, het klimaat en de beperkte natuurlijke hulpbronnen.

2. HET BELANG VAN LANDBOUW IN VLAANDEREN

De transformatie van ecosystemen met vruchtbare bodems naar landbouwgebieden voor voedselproductie, is een eeuwenoude en vitale menselijke activiteit. In deze landbouwgebieden is het ecosysteem op die manier aangepast zodat landbouwproductie gemaximaliseerd kan worden. De eerste landbouwdorpen in België ontstonden tijdens het neolithicum (ca. 4.000 v.Chr.). Het was echter

pas tijdens de Romeinse tijd dat grote landbouwbedrijven (*villae*) ontstonden, vooral in Haspengouw (Pirenne, 1902). Landbouw is sterk gemechaniseerd en geïntensiveerd na de Tweede Wereldoorlog. Landbouw nam in 2008 46% van de totale oppervlakte van Vlaanderen in (of 623.698 ha; dit is enkel de netto landbouwoppervlakte, zonder kleine landschapselementen, rivieren, landbouwwegen, enz). Het areaal landbouwgrond in Vlaanderen is in de periode 1990-2000 gestegen met 5,4% (wat vooral toegeschreven wordt aan een verbeterde aangifte), maar sinds 2000 is er een licht dalende tendens (-2% op 8 jaar). Van de totale oppervlakte cultuurgrond nemen de voedergewassen het grootste aandeel voor hun rekening (60%), wat het belang van de veehouderij in Vlaanderen onderstreept. Ongeveer de helft van de Vlaamse bedrijven houdt runderen (FOD Economie - Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie; Platteau et al., 2008).

Vertrekkende van het ecosysteemdiensten perspectief, zullen we ons echter beperken tot landbouwactiviteiten die afhankelijk zijn van grond-gebonden biologische processen. Veeteelt die quasi volledig afhangt van geïmporteerde voeders (bvb. varkensweek, pluimvee, kalveren) wordt daarom hier niet verder besproken. In de grond-gebonden landbouw worden 3 sectoren onderscheiden (Platteau et al. 2008):

- Grondgebonden veeteelt: Het aantal runderen in Vlaanderen is de laatste 10 jaar gevoelig gedaald (-19,5 %). Tegelijk treedt er een duidelijke verschuiving op van runderen voor melkproductie naar vleesveerunderen. Meer dan 31% van de Vlaamse landbouwbedrijven is gespecialiseerd in rundveehouderij, waarvan 47% in vleesvee, 39% in de productierichting melkvee en 14 % gemengde bedrijven. De melkveehouderij is sterk ontwikkeld binnen de Vlaamse landbouw. Belangrijke actuele thema's in de rundveehouderij hebben betrekking op de prijsvorming (dalende verkoopprijzen en stijgende kosten en weinig transparante margevorming binnen de keten), de diergezondheid (o.a. blauwtong), het landbouwbeleid (o.a. de zachte landing van de melkquota en de 'Health Check') en het milieubeleid (mestproblematiek).
- Akkerbouw: Ongeveer één derde van de Vlaamse oppervlakte cultuurgrond (204.798 ha in 2007) is bestemd voor de akkerbouwteelt. Hiervan neemt de graanteelt het grootste aandeel (60%) voor zijn rekening, gevolgd door aardappelen en suikerbieten. Ongeveer 16% van de Vlaamse landbouwexploitaties bestaat uit gespecialiseerde akkerbouwbedrijven. Actuele uitdagingen in de akkerbouwsector hebben betrekking op de rentabiliteit (dalende verkoopprijzen en stijgende kosten), het landbouwbeleid (o.a. suikerhervorming en de 'Health Check') en de non-food teelten (biobrandstoffen). In 2007 bereikt de eindproductie van akkerbouwgewassen de hoogste waarde van de afgelopen 10 jaar.
- Tuinbouw: De tuinbouwsector is qua oppervlakte de kleinere landbouwsector, met slechts 8% van de totale Vlaamse cultuurgrond (49.599 ha), maar is wel verantwoordelijk voor bijna één derde van de totale productiewaarde. De groenteteelt vertegenwoordigt het grootste aandeel (56%) in het tuinbouwareaal, terwijl fruitteelt bijna één derde inneemt. De resterende oppervlakte wordt gebruikt voor sierteelten. Het aandeel van de tuinbouwteelt onder glas schommelt sinds 2001 steeds rond 4,3 % van het tuinbouwareaal (2.140 ha). Bijna 17% van de Vlaamse landbouwbedrijven (5.423 bedrijven) is gespecialiseerd in tuinbouw, maar het

aantal bedrijven dat aan tuinbouw doet neemt jaarlijks af. De combinatie van een lichte afname van het totale tuinbouwareaal en een relatief grotere daling van het aantal tuinbouw bedrijven, wijst op een schaalvergroting. De gemiddelde oppervlakte tuinbouwgewassen per bedrijf kende de laatste tien jaar een stijging van bijna 53 % en bereikt in 2007 5,4 ha. De glastuinbouw wordt sinds enkele jaren sterk geconfronteerd met structureel stijgende energiekosten, milieunormen (bv. nitraatmaatregelen in het kader van het mestdecreet), verhoogde eisen met betrekking tot de voedselveiligheid en de nood aan vernieuwing en schaalvergroting van het glasareaal.

Een specifiek onderdeel van de Vlaamse landbouw is de biologische landbouw. De biologische voedingsmarkt blijkt relatief goed bestand tegen de economische crisis. Bioproducten nemen in België in 2009 een aandeel van 1,5% van de totale voedingsmarkt in. In 2008 was dat nog maar 1,3%. Het bioareaal in Vlaanderen daalde tussen 2002 en 2005 (-13%), maar is in 2009 terug op hetzelfde niveau van 2002. Vandaag is het areaal biologische landbouw 3.659 hectare (of 0,6% van het totale landbouwareaal bedraagt) en is in vergelijking met 2008 met 5% toegenomen. De groei van het bioareaal doet zich vooral voor bij het biofruit (+44%), dat vandaag goed is voor 389 ha. Grasland en boomkweek blijft met 1.419 ha de grootste sector, voor akkerbouw (756 ha), bodembedekking (670 ha) en groenten (424 ha). Het toegenomen aantal percelen in omschakeling, van 366 ha naar 597 ha, wijst erop dat er nog steeds potentieel is voor groei. In de dierlijke sector is er een toename van het aantal biologische legkippen (+67%), maar het aantal biologische geiten en schapen (-38%) gaat er dan weer op achteruit. In de biologische veestapel is het aantal stuks pluimvee (233.804) veruit het grootst, gevolgd door schapen en geiten (4.780), runderen (2.554) en varkens (2.098). Er stopten in 2009 maar 8 biobedrijven en er kwamen 21 nieuwe producenten bij, wat het totale aantal op 242 brengt (Samborski & Van Bellegem, 2010).

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

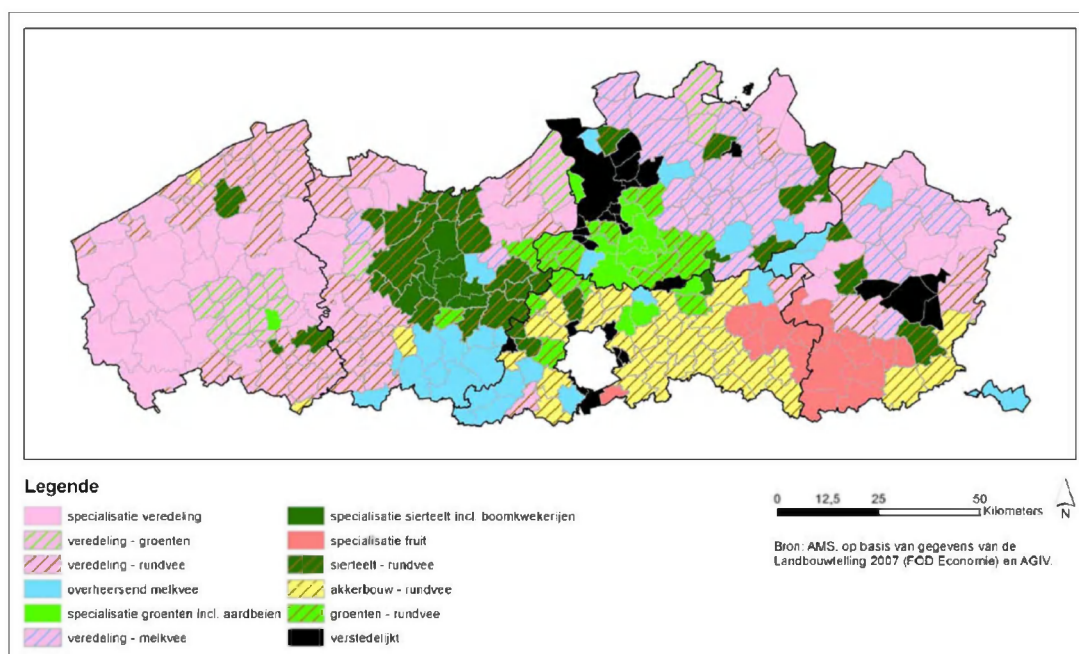
3.1. Landbouwstructuur in Vlaanderen

De typische landbouw regio's in Vlaanderen zijn (Fig. 5.1):

- Veeteelt in West-Vlaanderen, het Meetjesland, het Land van Waas en de Kempen: Rundvee komt voor in de regio rond Brugge, het zuiden van West- en Oost-Vlaanderen en in combinatie met akkerbouw in Vlaams-Brabant en Zuid-Limburg.
- Melkvee komt voor in de Vlaamse Ardennen en het Pajottenland en in combinatie met veeteelt in de Kempen.
- Fruit rond Sint-Truiden.
- Groenten rond Sint-Katelijne-Waver, Roeselare en Hoogstraten.
- Sierteelt rond Gent.

De ligging van de regionale concentraties en specialisaties worden voornamelijk verklaard door bodemkwaliteit: de akkerbouw, de fruitteelt en de vollegrondsgroenten komt voor vooral op de rijke

leemgronden; terwijl de veeteelt en de serregroenten zich meestal situeert op de armere zandgronden. Er zijn ook historische en economische factoren: bvb de sierteelt zit historisch geconcentreerd rond Gent, terwijl de concentratie van groenteteelt rond Sint-Katelijne-Waver te maken heeft met de nabijheid van afzetmarkten (Departement Landbouw en Visserij, NGI-AGIV; Danckaert et al., 2009b).



Figuur 5.1: Typologische landbouwactiviteitenkaart voor Vlaanderen, 2007 (Danckaert et al., 2009b).

3.2. Ondersteunende ecosysteemdiensten

Bodem

De belangrijkste ondersteunende ecosysteemdienst voor landbouw zijn bodemprocessen. Deze bepalen niet enkel de bodemvruchtbaarheid, maar ook de vochttoestand, bewerkbaarheid en bereidbaarheid van het landbouwland:

De chemische bodemvruchtbaarheid wordt bepaald door de aanwezige minerale voedingsstoffen. Stikstof (N) en Fosfor (P) zijn de belangrijkste nutriënten. Zij worden in grote mate bepaald door het bemestingsregime en gewasrotatie. De zuurtegraad (pH) van de bodem is belangrijk, omdat voor elke plantensoort een optimum geldt. De zuurgraad wordt beïnvloed door het kalkgehalte van de grond. Zandgronden zijn in het algemeen zuurder (pH van 4,5 tot 5,6) dan kleigronden (pH hoger dan 6,7). Een andere belangrijke factor is de kationomwisselingscapaciteit (CEC of Cation Exchange Capacity). Dit is de capaciteit van de bodem om positief geladen ionen uit te wisselen met de bodemoplossing. Kleimineralen en organische stof hebben een negatief geladen oppervlak dat positief geladen ionen (als Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ en Al^{3+}) aantrekt. Een bodem met een hoge CEC kan meer kationen aantrekken en heeft zo een potentieel hogere vruchtbaarheid dan een bodem met een lage CEC. In

zandgronden wordt de CEC vrijwel volledig bepaald door de aanwezige organische stof. Met de basenverzadiging van een grond wordt het percentage kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) van de kationenomwisselingscapaciteit aangegeven.

De fysische bodemvruchtbaarheid: Een verdichte bodem maakt de plantenwortels het moeilijk of zelfs onmogelijk om in de bodem te dringen. Verder moet de bodem voldoende vocht kunnen vasthouden, niet te veel en niet te weinig. Voor de vochthuishouding van landbouw worden de gronden vaak gedraineerd. In de bodem moet voldoende zuurstof zitten voor wortelgroei en voor de opname van water en mineralen door de wortels, terwijl de door de plantenwortels geproduceerde kooldioxide afgevoerd moet kunnen worden. Er moet dus een goede luchthuishouding zijn. Deze eigenschappen worden in grote mate beïnvloed door de bodemtextuur (zand, leem, klei) en het gehalte van bodemorganische stof.

Een gezond bodemleven is belangrijk voor de mineralisatie van organische stof en brengt lucht in de bodem. Regenwormen hebben hier een belangrijke bijdrage aan. Naast deze grotere organismen komen zeer veel micro-organismen in de grond voor, zoals bacteriën, straalzwammen, schimmels, gisten, wieren en protozoën, die de organische stof in de grond afbreken, waardoor de mineralen voor de plant beschikbaar worden. Het bodembologisch leven wordt sterk beïnvloed door het bodembeheer, zoals ploegen, bemesting, teeltkeuze, en vruchtwisseling.

Functionele agro-biodiversiteit

Sommige natuurlijke soorten, die aangepast zijn aan agro-ecosystemen, kunnen belangrijke diensten leveren aan het landbouwsysteem. Voorbeelden zijn pollinatoren (bijen, hommels, vlinders) en natuurlijke predatoren van landbouwplagen (bv. lieveheersbeestjes). Deze ecosysteemdiensten worden besproken in aparte hoofdstukken.

3.3. Mogelijke klimaatsinvloeden op landbouwproductie

Klimaatverandering is de verandering van het klimaat of het gemiddelde weertype over een periode van minimum 30 jaar. In Vlaanderen manifesteert de klimaatverandering zich het duidelijkst in een sterke temperatuurstijging met een frequentietoename van de warmste zomerdagen, en in een hogere neerslagvariabiliteit met een toename van vooral de winterneerslag. Aangezien landbouw erg klimaatsafhankelijk is, zullen de gevolgen niet uitblijven. Voor plantaardige productie leiden temperatuurstijgingen vanaf 2°C met het actuele grondgebruik tot een daling van de mogelijke opbrengst en leiden neerslagtekorten tot gereduceerde gewasgroei, terwijl verhoogde CO_2 -concentraties tot op een zekere hoogte een positieve invloed hebben.

In alle klimaatscenario's treden oogstverliezen op in vergelijking met de berekeningen voor de historische klimaatgegevens, met uitzondering van winter- en voorjaarteelten. Oogstverliezen tot 30% kunnen verwacht worden voor ondiep wortelende zomergewassen geteeld op een zandige bodem onder een hoog klimaatveranderingscenario. De droogtestress is kleiner naarmate het gewas een grotere worteldiepte bereikt en toleranter is voor droogte. Gewassen die gebruik kunnen maken van de vochttopslag tijdens winter, najaar of voorjaar ondervinden minder grote effecten. Voor wintergranen neemt het surplus op de waterbalans tijdens de winter toe - van de historische

klimaatgegevens tot het hoog klimaatveranderingsscenario. Droogtestress tijdens de aarvorming en rijping in de zomer kunnen echter leiden tot een verlies van 5,7% voor het hoog klimaatveranderingsscenario. Berekende productieverliezen ten gevolge van waterstress bedragen tot 29% voor gras, 27,5% voor silomaïs, 25% voor korrelmaïs, 22,4% voor aardappelen, 8,5% voor voorjaarsbloemkool, en 5,9% voor najaarsbloemkool op een zandige bodem. Het waterbalansoverschot is het grootst voor lemig zand, gevolgd door polderklei en is het laagst voor leem (Gobin et al., 2008).

4. WINSTEN EN NEVENEFFECTEN VAN LANDBOUW

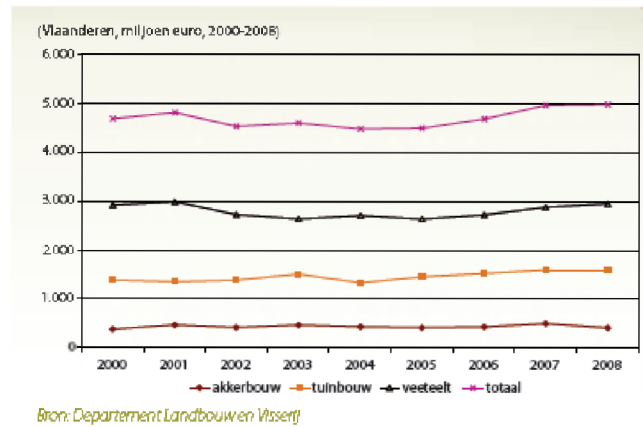
4.1. Winsten van landbouw

In 2007 bedroeg de Vlaamse productie 1.039.645 ton voor graan, 1.943.677 ton voor aardappelen, en 2.229.421 ton voor suikerbieten. De opbrengstcijfers voor de verschillende gewassen verschillen echter sterk van jaar tot jaar door klimaat- en marktvariaties. Het aantal runderen bedroeg 1.318.654 in 2007 (-20% ivm 1997).

De eindproductiewaarde van de Vlaamse land- en tuinbouw bedraagt 4,5 à 5 miljard €/jaar, en vertoont tussen 2000 en 2008 een licht stijgende tendens (Fig. 5.2). Er dient wel opgemerkt te worden dat de compenserende bedragen in het kader van de hervormingen van het GLB (bedrijfstoelage, zoogkoeienpremie,...) niet opgenomen zijn in de productiewaarden. In 2008 verdeelt de eindproductiewaarde zich als volgt: 59,4% van de veeteelt, 32,1% van de tuinbouw, en 8,5% is afkomstig van de akkerbouw. De drie producten die in Vlaanderen het meest bijdragen tot de omzet zijn: varkensvlees, groenten en zuivel (Platteau & Van Bogaert, 2009).

De bruto toegevoegde waarde wordt bekomen door van de waarde van de eindproductie de waarde van het intermediair verbruik (kosten) af te trekken. De netto toegevoegde waarde omvat verder de afschrijvingen en de netto subsidies. Ze vertegenwoordigt het globale inkomen van de land- en tuinbouwactiviteit en omvat de vergoeding voor grond, kapitaal en arbeid. De netto toegevoegde waarde wordt in 2007 geraamd op 1,446 miljoen euro.

Binnen het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB) kunnen twee pijlers onderscheiden worden. De eerste pijler omvat het markt- en inkomensbeleid, de tweede pijler het plattelandsbeleid. In 2007 is binnen Pijler I van het GLB in Vlaanderen iets meer dan 262,5 miljoen euro aan rechtstreekse steun uitgekeerd aan de landbouwers. De toeslagrechten (ontkoppelde steun) vertegenwoordigen met ruim 222 miljoen euro bijna 85 % van dit totaal. Het Europese Plattelandsontwikkelingsbeleid voor de periode 2007-2013 speelt in op landbouw en platteland in een brede context. Binnen het Vlaamse Programma voor Plattelandsontwikkeling 2007-2013 (PDPO II) zijn financieel gezien de 'investeringssteun voor landbouwbedrijven' en de 'agromilieumaatregelen' de belangrijkste onderdelen van het programma. De totale overheidssteun voor het PDPO II bedraagt 667.574.909 euro (voor 6 jaar) (Platteau et al., 2008).



Figuur 5.2: Evolutie van de eindproductiewaarde van de Vlaamse land- en tuinbouw (Platteau & Van Bogaert, 2009).

De land- en tuinbouwsector telt in 2007 31.984 bedrijven en stelt 46.783 voltijdse (en een groot aantal deeltijdse) arbeidskrachten tewerk. De afgelopen 10 jaar is het aantal bedrijven gedaald met gemiddeld 3,2 % per jaar. Tegelijk treedt er een voortdurende schaalvergroting op. Ten opzichte van 1997 is de gemiddelde bedrijfsoppervlakte met 37% gegroeid. Het arbeids- en bedrijfsinkomen wordt berekend op basis van de boekhoudgegevens van een 700-tal Vlaamse land- en tuinbouwbedrijven, die deel uitmaken van het Landbouwmonitoringsnetwerk. Hieruit blijkt dat het familiaal arbeidsinkomen per familiale arbeidskracht in 2006 29.973 euro bedraagt voor de landbouwbedrijven. Een analyse van het bedrijfsinkomen van alle productierichtingen ten opzichte van het gemiddeld inkomen in de Vlaamse landbouw leert dat in 2006 de varkenshouderij een sterk resultaat noteert (hoewel erg onderhevig aan schommelingen). De vleesvee-sector komt als minst rendabele bedrijfstak naar voren. Gemiddeld voor alle tuinbouwbedrijven bedraagt het arbeidsinkomen per volwaardige arbeidskracht in 2006 26.514 euro. Opvallend ten opzichte van het gemiddelde Vlaamse bedrijfsinkomen in de tuinbouw zijn het sterke resultaat van de fruitsector en de zwakke inkomenspositie van de snijbloemenbedrijven in 2006 (Platteau et al., 2008).

4.2. Neveneffecten van primaire productie - landbouw

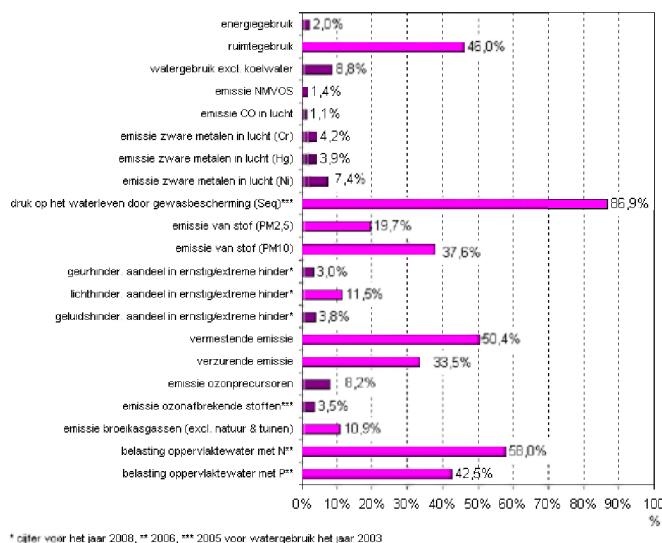
Milieudruk

Landbouwactiviteiten leiden tot een grote milieudruk door (MIRA-T):

- uitstoot van verzurende en vermestende stoffen (o.a. ammoniak, stikstof en fosfaten),
- gebruik van bestrijdingsmiddelen,
- uitstoot van andere stoffen naar lucht en water (o.a. broeikasgassen, fijn stof),
- gebruik van schaarse ruimte, en
- gebruik van water en energie.

Landbouw heeft een groot aandeel in de volgende milieudrukken in Vlaanderen (Fig. 5.3): druk op waterleven door gewasbescherming (87% van totale druk), N en P belasting van oppervlaktewater (58% & 42%), vermestende en verzurende emissie (50% & 33%), en PM10-stof emissie (38%).

In de periode 2000-2007 nam de milieudruk van de landbouw duidelijk af, behalve voor de erosiegevoeligheid van het landgebruik en voor bestrijdingsmiddelen. In de periode 2000-2007 daalde zowel de verzurende (-28%) als de vermestende emissie (-67%) aanzienlijk. Die daling is te danken aan het gevoerde mestbeleid, aan de conjunctuur en aan de toegenomen veeproductiviteit, die zich uitte in een krimpende veestapel. Het mestbeleid leidde tot een dalend kunstmestgebruik, de toepassing van emissie-arme technieken, een geringere nutriënteninhoud van het veevoeder en een toenemende mestverwerking. De krimpende veestapel verklaart de afname van de broeikasgasemissie (-13%) en de emissie van fijn stof (-10%). De erosiegevoeligheid van het landgebruik bleef echter stijgen met 4% tussen 2000 en 2007, en werd veroorzaakt door de teeltkeuze voor meer erosiegevoelige gewassen zoals maïs en aardappelen. De druk op het waterleven door gewasbescherming is in 2003 met 44% gereduceerd ten opzichte van 2000. Die sterke daling kan worden toegeschreven aan een gebruiksverbod van de meest milieubelastende bestrijdingsmiddelen. In 2004 en 2005 is echter opnieuw een lichte stijging opgetekend. Het stijgende gebruik van slechts enkele middelen zoals flufenoxuron, fenoxycarb en aclonifen zwakt de veeleer gunstige effecten van het productbeleid af (MIRA).



Figuur 5.3: Aandeel van de landbouw in de milieudruk van verschillende milieuthema's in Vlaanderen, 2007 (MIRA)

Druk op agro-biodiversiteit

Het agrarisch gebied is een belangrijk leefgebied voor wilde planten en dieren. Door de eeuwen heen heeft de landbouw immers bijgedragen tot de vorming en instandhouding van een grote verscheidenheid aan landschappen en biotopen (velden, weiden, hagen, ...), die vaak belangrijke habitats vormen voor wilde fauna en flora. De ontstaansgeschiedenis van de landbouw heeft daarbij een sterke invloed gehad op de verspreiding en adaptatie van soorten in agrarische ecosystemen. Zo hebben heel wat soorten zich als cultuurvolgers aangepast aan het leven in landbouwgebieden (bv. steppebewoners als hamster en haas). Daarenboven komen tal van soorten, die van oorsprong in kleine aantallen voorkwamen in natuurlijke ecosystemen, nu talrijker voor in het landbouwgebied

omwille van het voedselaanbod, tolerantie voor verstoring, en omdat er minder concurrerende soorten en natuurlijke vijanden voorkomen dan in natuurlijke ecosystemen (Lahr et al. 2005, Lahr et al. 2007). Meer dan de helft van het Vlaamse grondgebied wordt gebruikt voor landbouwdoeleinden en het agrarische gebied is ongeveer dubbel zo groot als alle (half)natuurlijke biotopen (oppervlaktewateren, bossen, moerassen, heiden en vennen) samen (Wustenberghs et al. 2005). Het landgebruik in landbouwgebieden heeft daarom sowieso een significante impact op de biodiversiteit in Vlaanderen. Een aantal habitats en soorten van de Habitatrichtlijn zijn voor hun instandhouding in Vlaanderen sterk afhankelijk van landbouwgebruik. 19.600 ha habitatrichtlijngebied (19,2 % van het Vlaamse totaal) is in landbouwgebruik. Het gebrek aan instandhoudingsdoelstellingen schept onzekerheid voor zowel de landbouwbedrijfsvoering als het natuurbehoud in die gebieden.

De positieve interacties tussen landbouw en biodiversiteit zijn echter steeds meer onder druk komen te staan en worden beïnvloed worden door nieuwe ontwikkelingen zoals intensivering, schaalvergroting, bemesting, gebruik van bestrijdingsmiddelen, drainage, etcetera. Over de toestand en trends van natuur en landschap in het doorsnee Vlaamse landbouwgebied zijn weinig (nieuwe) kwantitatieve gegevens voorhanden. Buitenlandse studies en lokale gegevens wijzen echter alle op een aanhoudende afname van zowel de soortenrijkdom, de verscheidenheid aan biotopen als de cultuurhistorisch gegroeide landschappelijke structuur in het Noordwest-Europese landbouwgebied. Het Vlaamse landbouwgebied is het meest natuurarme van Europa: 0,47% van de oppervlakte in landbouwgebruik is biologisch zeer waardevol, 6,9% waardevol (Dumortier et al., 2007). Opvallend daarbij is dat specialisten van agrarische habitats steeds meer onder druk dan generalisten, getuige het groot aantal specialisten op de Rode Lijsten (o.a. broedvogels - De Vos et al. 2004, Wustenberghs et al. 2005; planten - Van Landuyt et al. 2006). Het zijn soorten met een zeer sterke afhankelijkheid van specifieke agrarische habitats en waarvan alle of enkele cruciale fasen in de levenscyclus uitsluitend in het agrarisch gebied plaatsvinden (broeden, foerageren, overwinteren, etc.).

Agromilieumaatregelen en beheerovereenkomsten

De Vlaamse overheid biedt een aantal agromilieumaatregelen aan met als doel de landbouwproductie te verzoenen met bepaalde milieu- en natuurdoelstellingen. Sommige van deze maatregelen spelen in op de vermindering van het gebruik van meststoffen en gewasbeschermingsmiddelen, andere zorgen voor de bescherming van de flora en de fauna op percelen in landbouwgebruik. Ook verbintenissen om de erosie op perceelsniveau aan te pakken zijn beschikbaar. De verbintenissen worden aangegaan voor een periode van 5 jaar. In totaal zijn er 15 agromilieumaatregelen waarvan 4 een uitdovend karakter hebben. Op 121.513 ha landbouwareaal of 17,9% van het totale landbouwareaal in Vlaanderen werden in 2007 een of meerdere agromilieumaatregelen uitgevoerd.

In 2007 werd 19.926.458 euro agromilieusteun uitbetaald. 46% van deze uitgaven was bestemd voor "beheerovereenkomst water" en 19% voor de uitdovende maatregel "groenbedekking". Qua oppervlakte maakt de uitdovende maatregel "groenbedekking" 45% uit van het areaal en 57% van het totale aantal contracten. Het areaal agromilieumaatregelen is met 4.187ha achteruitgegaan in 2007 t.o.v. 2006. Dit is te wijten aan de uitdovende maatregelen "groenbedekking" en "geïntegreerd pitfruit", waarvoor geen nieuwe contracten meer afgesloten kunnen worden (Platteau et al., 2008).

De 'perceelsrandenbeheer' en 'herstel, ontwikkeling en onderhoud van kleine landschapselementen' kenden een groot opnamesucces. Zowel in biologisch waardevolle gebieden als in Habitatrichtlijngebieden worden met dit vrijwillige instrument hogere dichtheden aan objecten beheerd dan buiten die gebieden (waarschijnlijk gemotiveerd door de strengere normen in deze gebieden). De opname van de natuurgerichte beheerovereenkomsten weidevogelbeheer, botanisch beheer en natuur bleef ver beneden de beoogde oppervlakte voor de periode 2000-2006. De lage dekkingsgraad hypothekeert de realisatie van de ecologische doelen van die instrumenten (Dumortier et al., 2009).

Multifunctionaliteit van agrarische landschappen

De ruimtelijke structuur van het Vlaamse platteland is ingrijpend veranderd. Verstedelijking, vertuining, versnippering en andere transformaties op het platteland zorgen er voor dat de landbouwer met veel andere actoren in het buitengebied wordt geconfronteerd. Deze multifunctionaliteit op het platteland kan hindernissen opleveren voor de bedrijfsvoering, maar biedt tegelijk ook kansen voor een professionele landbouw. Landbouw omvat immers meer dan enkel de ESD 'landbouwproductie', maar levert ook diensten zoals het onderhoud van het landschap. De landbouwer verruimt steeds meer zijn werkveld tot buiten de traditionele landbouwonderneming met activiteiten als thuisverwerking en -verkoop van hoeveproducten, hoevetoerisme, zorgfuncties, landschaps- en natuurbeheer, enz. Multifunctionele landbouwers produceren ook regulerende (bvb. waterregulatie en koolstof sequestratie) en culturele ecosysteemdiensten (bvb. aangename landschappen en streekeigenheid) die maatschappelijk zeer gewenst zijn, maar waarvoor geen directe waarde gecreëerd kan worden. Momenteel worden dergelijke inspanningen bijna uitsluitend door de overheid vergoed en dus moeten er instrumenten ontwikkeld worden om niet-vermarktbaar output te herkennen en te meten. Aansluitend zal het ook belangrijk zijn om de synergie tussen de stad en het platteland te verhogen en de beschikbare oppervlakte zo goed mogelijk te benutten via geïntegreerde productiemodellen (Van Gijsegem et al., 2009).

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden

Internationale context

In het kader van de Doha-ronde wordt sinds 2000 binnen de Wereldhandelsorganisatie (WTO) overlegd over het vrijmaken van de handel in landbouwgoederen, industrieproducten en diensten. In juli 2008 sprongen de onderhandelingen af. Het landbouwdossier was uiteindelijk het grootste struikelblok, want er werd geen akkoord bereikt over de mate waarin ontwikkelingslanden hun boeren mogen beschermen tegen grote stijgingen van import van landbouwproducten, en de mate waarin de EU zijn markt mag afschermen voor de producten uit landen waar de landbouw niet aan de milieunormen moet voldoen.

Het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB) van de Europese Unie heeft sinds zijn ontstaan eind jaren vijftig al heel wat veranderingen ondergaan. Als gevolg van een aantal hervormingen (vooral de MacSharry-hervorming van 1992 en Agenda 2000) is er in toenemende mate een oriëntatie van

markt- en prijssteun naar directe inkomenssteun. Daarnaast ontstond meer aandacht voor milieu en plattelandontwikkeling. De 'Mid-Term Review' van 2003 heeft voor de landbouwers één enkele bedrijfstoelage ingevoerd die losstaat van de productie. Om die bedrijfstoelage en de andere rechtstreekse steun te ontvangen moeten normen op het gebied van het milieu, de voedselveiligheid, de gezondheid van dieren en planten en het dierenwelzijn worden nageleefd, moet alle landbouwgrond uit landbouw- en milieuoogpunt in goede staat worden gehouden en moet permanent grasland behouden blijven. De Europese Commissie wil met de 'Health Check' het GLB verder moderniseren, vereenvoudigen en stroomlijnen.

Waarnemers geloven dat de productiviteit in de komende jaren nog kan stijgen mits de agrarische arbeidskrachten voldoende opgeleid worden, er geschikte technologieën beschikbaar zijn en de prijssignalen niet door politieke instabiliteit verstoord worden. Consumptie en productie zouden volgens prognoses min of meer gelijke tred houden. De consumptie, vooral van dierlijke eiwitten, zit in de lift, onder meer door de stijging van de welvaart in opkomende landen als China en India (Platteau et al., 2008).

Toekomstige uitdagingen

Voor de toekomst van de Vlaamse landbouw worden zes belangrijke en interagerende krachtenvelden geïdentificeerd (Van Gijsegem et al. 2009):

- Een stijgende vraag naar voedingsproducten die niet gevolgd werd door de aanvoer van landbouwproducten, maar ook veranderende dieetpatronen in grote ontwikkelende economieën;
- De nood om de energie-infrastructuur te herdenken en de mogelijkheden en beperkingen van landbouw als leverancier van bio-energiegewassen;
- De noodzaak om menselijke activiteiten beter in harmonie te brengen met de ecologische noden, het klimaat en de beperkte natuurlijke hulpbronnen;
- De beperkte beschikbaarheid van grond en de stijgende druk vanuit andere functies;
- De mondialisering van handelsstromen waardoor prijzen dichter aansluiten bij de wereldmarkt en volatieler worden;
- De mogelijkheden van nieuwe technologieën, op voorwaarde dat hiervoor een maatschappelijke consensus gevonden kan worden.

5.2. Kennishiaten voor Vlaanderen

Zoals blijkt uit dit kort overzicht, is er een vrij goede data beschikbaarheid over landbouw en zijn effecten op milieu in Vlaanderen. Over de effecten van landbouw op biodiversiteit is heel wat minder informatie beschikbaar.

6. VOORBEELDEN VAN LANDBOUW-NATUUR INTERACTIES IN VLAANDEREN

6.1. Landbouw met hoge natuurwaarden (Hens, 2007)

Volgens de strategische richtlijnen van de Europese Commissie zijn de landbouwgronden met hoge natuurwaarden (LHN) prioritaire gebieden voor plattelandontwikkeling. Deze gebieden worden gedefinieerd als “die gebieden waar landbouw het belangrijkste (en meestal dominante) landgebruik is en waar landbouw of geassocieerd is met een hoge soorten- of habitatdiversiteit, of de aanwezigheid van soorten op Europees, nationaal of regionaal niveau ondersteunt, of beide” (Andersen *et al.*, 2003). In Vlaanderen 3 worden types LHN onderscheiden (Danckaert *et al.*, 2009a):

- Type 1: Landbouwgrond met een groot aandeel natuurlijke halfnatuurlijke vegetatie (2.170 ha).
- Type 2: Landbouwgrond gedomineerd door laag intensieve landbouw (26.705 ha) en landbouwgrond met kleine landschapselementen (27.575 ha).
- Type 3: Landbouwgrond waarop zeldzame soorten of een groot aandeel van de Europese of wereldpopulatie van een soort voorkomen (schattingen zijn tussen 50 -100.000 ha). (Landbouwgronden in habitatrichtlijn gebieden zijn hierbij niet meegerekend; geschat op 19,000 ha).

Uit deze analyse blijkt dat LHN in Vlaanderen vooral is gerelateerd met laagintensieve veehouderij en kleine landschapselementen.

6.2. Graslanden

Voor grondgebonden veeteelt is er nood aan graslanden. Dit zijn cultuurlandschappen van enige omvang met vegetaties die gedomineerd worden door grassen. Zonder beheer zouden vrijwel al deze graslanden op termijn veranderen in bos.

Agrarische cultuurgraslanden kennen verschillende vormen van menselijk beheer. Voorbeelden zijn maaien, beweiden, scheuren, inzaaien, bevoeien en ontwateren. Omdat in het verleden het beheer van een grasland redelijk constant was, maar het beheer van plek tot plek varieerde; ontstond er een rijke schakering aan graslanden, waarin veel plantensoorten voorkwamen. De natste graslanden werden bijna uitsluitend gehooit, andere vochtige en wat voedselrijkere graslanden werden beweid met koeien, weer drogere en armere graslanden werden met schapen beweid. Op droge, voedselarme en zure zandgronden komen hei-schrале graslanden (Nardetea) voor. De vegetatie wordt niet hoog en blijft open. Het is in feite een overgangstype naar heide, die vaak dezelfde abiotische omstandigheden kent. Door de intensivering van de landbouw vanaf het eind van de negentiende eeuw zijn de verschillen in graslanden in het boerenbedrijf sterk verminderd, en werden de cultuurgraslanden gedomineerd door raaigras zonder veel andere soorten. Alleen in natuurreservaten is nog iets van de vroegere variatie te vinden (Schaminee *et al.* 1996).

In Vlaanderen is 293.200 ha onder grasland (21% van de totale Vlaamse oppervlakte). Het leeuwendeel (rond 80%) hiervan is productiegrasland (Dumortier *et al.* 2009). “Historisch permanent grasland” is een diverse verzameling van halfnatuurlijke vegetaties die reeds lang in gebruik zijn als

grasland en een typische biodiversiteit bezitten. De biologisch meest waardevolle graslanden zijn de halfnatuurlijke en zilte graslanden (7.300 ha). Sommige zijn van internationaal belang voor watervogelpopulaties, bvb voor ganzenpopulaties. Vlaanderen bezit 58.000 ha historisch permanent grasland, maar hun oppervlakte blijft achteruitgaan (Dumortier et al. 2003).

Tabel 5.1: Voorkomen van verschillende typen grasland in Vlaanderen (Dumortier et al. 2009).

Type grasland	Ha	%
Productiegrasland (EPR geregistreerd)	214.000	73
Grasland met natuur- en milieudoelen: Grasland met landbouwactiviteiten + een vorm van beheerovereenkomst voor natuur en/of milieu	8.800	3
Grasland met natuurwaarde (met of zonder natuurbeheer)	32.400	11
Niet geregistreerde grasland	38.000	13
Totaal	293.200	100

6.3. Levering van blauwe diensten door de land- en tuinbouw (Danckaert & Carels, 2009)

In een tijd waarin de rol van de landbouw zich nadrukkelijk verbreedt, is ook waterbeheer een maatschappelijke functie waaraan de landbouw positief kan bijdragen (Bleumink et al. 2000). Blauwe diensten worden gedefinieerd als “watergerelateerde diensten of beheerrollen met een positieve impact op het watersysteem, die een meerwaarde voor de maatschappij leveren en door (groepen van) land- of tuinbouwers”.

Het concept blauwe diensten is een operationalisering van het concept ecosysteemdiensten. De agromilieuverbintenissen die indirect inspelen op water kunnen gezien worden als een onderdeel van groenblauwe diensten. Terwijl agromilieumaatregelen volledig vergoed worden met publieke middelen, kunnen de fondsen voor blauwe diensten ook uit private middelen gehaald worden.

In Vlaanderen draagt de landbouw door middel van de bestaande agromilieuverbintenissen en ‘cross compliance’ deels bij tot het waterbeleid. Bijna alle lopende maatregelen zijn gericht op het verminderen van nutriënten, pesticiden en sediment in het oppervlakte- en grondwater. De vergoeding voor deze diensten wordt voornamelijk bepaald op basis van productie- of inkomstenderving of uitvoeringskost. Bij de ‘Health Check’ werd waterbeleid als een van de vier nieuwe uitdagingen voor de landbouw aangemerkt.

Het instrument blauwe diensten gaat uit van een positieve benadering. Landbouwers dragen op een positieve manier bij aan waterberging, waterconservering, waterlevering (waterkwaliteit), het watergerelateerde landschap en/of de afvalwaterverwerking. Volgende maatregelen kunnen bijdragen aan het leveren van de diensten:

- verminderde/rationele bemesting
- verminderd/rationeel gebruik van gewasbeschermingsmiddelen
- aanleg van sedimentvangen
- composteren van dierlijke mest en mestvergisting
- afschermen van waterlopen van direct contact met dieren; plaatsen van veerasters

- extensiveren van de productie: verminderen van de veebezetting, omschakelen naar biolandbouw
- teeltkeuze: geen maïs telen, akkers omzetten in weiden
- het voorzien van tussenteelten, teelt van bodembedekkers
- actief peilbeheer in waterconserveringsgebieden: stuwen plaatsen
- peilverhoging
- peilgestuurde drainage
- herinrichten en beheer van waterlopen: herwaarderen van grachten, waterplanten verwijderen, natuurvriendelijk baggeren, etc.
- aanleg en beheer van natuurvriendelijke oevers: sloot- en akkerrandenbeheer; waterbergingsoevers
- aanleggen van veedrenkplaatsen (case agrarische natuurverenigingen)
- vergroten van open water; aanleg waterbergingsbassins
- aanleg van zuiveringsmoerassen / aanleg van helofytenfilters

In bijna alle gevallen is de maatregel eveneens gekoppeld aan adviesverlening en investeringssteun. Door het organiseren van demo's en pilotprojecten kunnen landbouwers overtuigd worden om diensten te gaan realiseren. Ze zijn ook belangrijk om de effecten van de dienst op de bedrijfsvoering in de praktijk verder te kunnen onderzoeken. Pilotprojecten of demo's kunnen op werkzame boerderijen of op proefboerderijen worden opgezet. Samenwerking met de onderzoeksinstituten is aangewezen.

Naast de bestaande institutionele arrangementen kunnen ook nieuwe worden ontwikkeld. Samenwerkingsovereenkomsten (co-operative agreements), labels (ferti-mieux) en samenwerkingen (coöperaties, agro-aanneming, agrarische natuurverenigingen) kunnen een belangrijke rol spelen bij de implementatie van de KRW. Ongetwijfeld is hier verder onderzoek naar vereist. De meeste vergoedingen gaan uit van een terugbetaling van de productie- of inkomstenderving, uitvoeringskosten of uitgespaarde kosten voor de overheid. Om het gewenste aanbod van diensten op de markt te krijgen zijn tevens een aantal mechanismen van marktwerking zoals open inschrijving (call for tender); beloning op basis van producentenanimo of beloning op basis van beursprijzen (veilingen) en resultaatbeloning denkbaar.

7. LITERATUUR

Andersen E., Baldock D., Bennett H., Beaufoy G., Bignal E., Brouwer F., Elbersen B., Eiden G., Godeschalk F., Jones G., McCracken D., Nieuwenhuizen W., van Eupen M., Hennekens S. and Zervas G., (2003). Developing a High Nature Value Farming area indicator. Internal report for the European Environment Agency.

Beleidsdomein Landbouw en Visserij (2009). Land- en tuinbouwer als voedselproducent. Beleidsdomein Landbouw en Visserij, Brussel.

Bleumink H., Boland D., en Hoekstra R. (2000) Regionale marktwerking rond waterlevering, -berging en -conservering. In: H₂O 2000/14-15.

Danckaert S. en Carels K. (2009) Blauwe diensten door de Vlaamse land- en tuinbouw, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.

Danckaert S., Carels K., Van Gijseghe D. & Hens M. (2009a). Indicatoren voor het opvolgen van de hoge natuurwaarden op landbouwgrond in het kader van de PDPO-monitoring. Een verkennende analyse, Beleidsdomein Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.

- Danckaert S., Lenders S. en Oeyen A. (2009). De landbouwactiviteit in Vlaamse gemeenten, proeve van typologie, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.
- Devos K., Anselin A., Vermeersch G. (2004). Een nieuwe rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2004). In: Vermeersch, G. et al. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels : 2000-2002. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 23: pp. 60-75
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., en Van Reeth W. (red.) (2007). Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel.
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., en Van Reeth W. (red.) (2009) Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel
- Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyembergh G., van Straaten D. en Kuijken E. (red.)(2003). Natuurrapport 2003 – Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 21, Brussel.
- Gobin A., Van De Vreken P., Van Orshoven J., Keulemans W., Geers R., Diels J., Gulinck H., Hermy M., Raes D., Boon W., Muys B., Mathijs E. (2008) in opdracht van departement Landbouw en Visserij (afdeling Monitoring en Studie) Adaptatiemogelijkheden van de Vlaamse landbouw aan klimaatverandering, Klimaatpark Arenberg, Leuven.
- Hens M. (2007). Landbouw, Natuurrapport 2007/Deel 3/ #13 Landbouw. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., en Van Reeth W. (red.) (2007). Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel.
- Lahr J., Booij K., Lammertsma D. en Jagers op Akkerhuis G. (2007). Nederlandse biodiversiteit. Hoe belangrijk is het agrarisch gebied?, Landschap, 24(3): 109-115.
- Lahr J., Jagers op Akkerhuis G.A.J.M., Booij C.H.J., Lammertsma D.R., en van der Pol J.J.C. (2005). Bepaling van het belang van het agrarisch gebied voor de biodiversiteit in Nederland. Alterra rapport nr. 1139, Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Olesen J.E. en Bindi M. (2002). Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. European Journal of Agronomy 16 (2002) 239–262.
- Pirenne H. (1902). Geschiedenis van België. Deel 1. Van de eerste tijden tot het begin der XIVe eeuw. Samenwerkende Volksdrukkerij, Gent 1902
- Platteau J. en Van Bogaert T. (reds.) (2009) Land- en tuinbouw in Vlaanderen 2009. Landbouwindicatoren in zakformaat, Departement Landbouw en Visserij, Brussel.
- Platteau J., Van Bogaert T. en Van Gijsegem D. (reds.) 2008. Landbouwrapport 2008. Departement Landbouw en Visserij, Brussel.
- Samborski V. & Van Bellegem L. (2010) De biologische landbouw in 2009, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.
- Schaminee J.H., Stortelder A.H., en Weeda E.J. (1996). De vegetatie van Nederland deel 3, graslanden, zomen, droge heiden. Uppsala, Leiden.
- Van Broekhoven E., Somers L. & Tacquenier B. (2008) Overzicht van de boekhoudkundige resultaten van 718 land- en tuinbouwbedrijven Boekjaar 2006 Landbouwmonitoringsnetwerk, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.
- Van Gijsegem D., Piessens I., Maertens E., Vuylsteke A., Vandenbroeck P., en Goossens J. (2009) Witboek Landbouwonderzoek, Platform voor Landbouwonderzoek, Brussel.
- Van Landuyt W., Vanhecke L. en Hoste I. (2006). Rode Lijst van de vaatplanten van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. In : Van Landuyt W. et al. Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. INBO en Nationale Plantentuin van België, Brussel.
- Wustenberghs H., Vandermersch M., Lauwers L., Vervet M., Lenders S., Van Meensel J., Hens M. en Overloop S. (2005). Landbouw. Druk door nutriënten, biodiversiteit onder druk. In: MIRA-T 2005.

Hoofdstuk VI. Primaire productie – Bosbouw

Beatrijs Van der Aa (INBO)

1. ALGEMENE BESCHRIJVING VAN HOUTPRODUCTIE EN VERWANTE ESD IN VLAANDEREN

1.1. Korte duiding en omschrijving

Hout is een hernieuwbare natuurlijke hulpbron die door bomen wordt aangemaakt op basis van water, CO₂ en zon. Het gaat eigenlijk om de compacte, vrij harde stof die wordt gevormd door de vaten waarlangs het plantensap stroomt, met wanden die veel cellulose en lignine bevatten, en die de stam, de wortels en de takken van houtgewassen vormt.

Hout bestaat meestal uit ongeveer 50% koolstof, 42% zuurstof, 6% waterstof, 1% stikstof en 1% diverse elementen. Deze organische hoofdbestanddelen nemen de vorm aan van cellulose (50%) en lignine (20%).

Elke boom produceert hout maar het wordt niet altijd geoogst. In bossen wordt hout vaker geoogst dan in andere houtige ecosystemen. De ecosysteemdienst 'houtproductie' maakt er deel uit van de economische functie van het bos die in artikel 8 van het Bosdecreet (1990) als volgt wordt omschreven:

'De economische functie van het bos bestaat in de voortbrenging van hout en van bosproducten andere dan hout, waarvan de winning het voortbestaan van het bos niet bedreigt.

De maatregelen tot verhoging van de materiële opbrengst mogen de andere functies die het bos dient te vervullen, niet verhinderen. Het bos dient te worden beschouwd en behandeld als een hernieuwbare natuurlijke hulpbron, die belangrijke grondstoffen levert.'

Maar de economische functie is slechts één van de functies van een bos. Bossen spelen ook een grote rol bij het behoud van biodiversiteit, genetische diversiteit en ze slaan heel wat koolstof op (ecologische functie). Bossen hebben een luchtfilterend en waterzuiverend vermogen; hellingbossen kunnen beschermen tegen erosie (schermfunctie). Bossen zijn heel belangrijk voor recreatie (incl jacht) (sociaal-recreatieve functie). De laatste decennia is het belang van bos voor die andere functies trouwens alleen maar toegenomen.

Indien de houtproductie gemaximaliseerd wordt, kunnen de andere functies hierdoor benadeeld worden. Enkele voorbeelden: door een eenzijdige boomsoortenkeuze zal de biodiversiteit dalen; door ondoordachte exploitatie kan de bodem beschadigd worden. Door het gebruik van vreemd plantgoed kan de genetische diversiteit sterk dalen.

Duurzame bosbouw streeft naar een optimalisatie van alle verschillende bosfuncties. Een certificaat (FSC of PEFC) waarborgt dat het hout uit duurzaam beheerde bossen komt.

1.2. Maatschappelijk en/of socio-economisch belang

In een periode waarin de maatschappij zich bewust wordt van een vermindering van beschikbare bouwstoffen en van de schadelijke effecten van het verbranden van fossiele brandstoffen, komt het gebruik van hout duidelijker in beeld. Hout wordt ten opzichte van andere bouwmaterialen

gepositioneerd als recycleerbaar, hernieuwbaar, ecologisch, energiezuinig, gezond, sterk, goed bestand tegen vuur, warmte-isolerend, gemakkelijk te hanteren, goedkoper, sneller, oplossing voor alle terreinen.

Hout kan gebruikt worden voor verschillende toepassingen, waarvan de belangrijkste zijn: constructie, grondstof voor o.a. pulp papier, energiedrager: brandhout, pellets. Hout speelt bovendien een belangrijke rol in het klimaatverhaal (C-opslag).

Het ruwe materiaal 'hout' legt een lange weg af die gaat van de verwerking tot halffabrikaten en afgewerkte producten tot distributie van de eindproductie.

Deze keten wordt houtkolom genoemd en die zorgt voor heel wat werkgelegenheid. De Belgische hout- en meubelindustrie (inclusief de eerste houtverwerking) realiseerde in 2008 een omzet van 5,9 miljard euro. Deze sector stelde in 2008 bijna 23800 personen tewerk in 1.640 ondernemingen. Het is een echte kmo-sector: meer dan 94 % van de ondernemingen telt minder dan 50 werknemers (Fedustria 2009). De laatste jaren daalt de werkgelegenheid in deze sector. In de zaaghoutsector werden in 2007 645 arbeiders tewerkgesteld in 93 bedrijven.

In de afgelopen decades speelde hout niet zo'n grote rol meer als energiedrager. Recent echter is hout als energiedrager weer in de focus gekomen van zowel de maatschappij als beleidsmakers. Door het gebruik van hout voor energie hoopt men problemen van energievoorziening, zowel als klimaatwijziging aan te pakken. Beleidsdoelen voor hernieuwbare energie hebben implicaties voor de hele bos- en houtsector.

Vlaanderen heeft een lage zelfvoorzieningsgraad voor hout. Dit betekent dat het grootste deel van het hout dat hier wordt gebruikt, moet worden geïmporteerd. Het grote houtverbruik van Vlaanderen heeft in de eerste plaats gevolgen voor de bossen in het buitenland. Dat dit dikwijls gevolgen heeft voor de natuur in die landen spreekt voor zich (NARA 2003).

2. AANBODZIJDJE VOOR HOUTPRODUCTIE EN ONDERLIGGENDE PROCESSEN

2.1. Huidige houtproductie

De vraag naar informatie i.v.m. ecosysteemdiensten is veel groter dan het informatie-aanbod. Dat is meestal kwalitatief en er bestaat veel minder kwantitatief. Dit wordt voorgesteld in de informatiepiramide: van alle ESD kunnen we een deel kwalitatief bepalen, van een kleiner deel bestaat ook kwantitatieve informatie en voor een nog kleiner deel bestaat ook monetaire informatie. Die informatie is dan zelden representatief voor de hele range aan ecosysteemdiensten (Markandya et al. 2008).

2.2. Discussie over geschikte indicatoren voor de ESD

Om een zicht te krijgen op de beschikbaarheid van natuurlijke hulpbronnen zoals hout wordt het onderscheid gemaakt tussen voorraad en oogst (Kissling-Näf, 2002). Bij houtproductie wordt bovendien nog toegespitst naar 'duurzame oogst'. Om een zicht te krijgen op het houtaanbod moet niet alleen het volume (kwantiteit) bepaald worden, ook de houtkwaliteit is van belang. De

houtvoorraad geeft een idee van de oogstpotenties en kan gekwantificeerd worden door het beschrijven van

- de staande houtvoorraad (uit de regionale bosinventaris),
- de soortensamenstelling van de voorraad, uitgesplitst naar diameterklasse (uit de regionale bosinventaris),
- de stamkwaliteit van de voorraad,
- de hoeveelheid en samenstelling van de verjonging,
- de dichtheid van het bos,
- het voorkomen van mengingen.

Duurzame houtoogst is beperkt tot de jaarlijkse aangroei (De verhouding tussen oogst en aangroei is door de Verenigde Naties opgenomen in de lijst met indicatoren voor duurzame ontwikkeling). Aanwasgegevens zullen pas beschikbaar zijn na de tweede bosinventaris. Tevoren moet met partiële gegevens en ramingen gewerkt worden. Aangezien er noch systematische gegevens bestaan over de houtoogst als over de aangroei is het moeilijk om uitspraken te doen over de duurzaamheid van de oogst. Een alternatief dringt zich op en kan deels worden gevonden in het aanbod aan gecertificeerd hout.

2.3. Kwantificatie

Daar waar voor de kwantiteit nog ramingen bestaan, hebben we over de houtkwaliteit nauwelijks informatie.

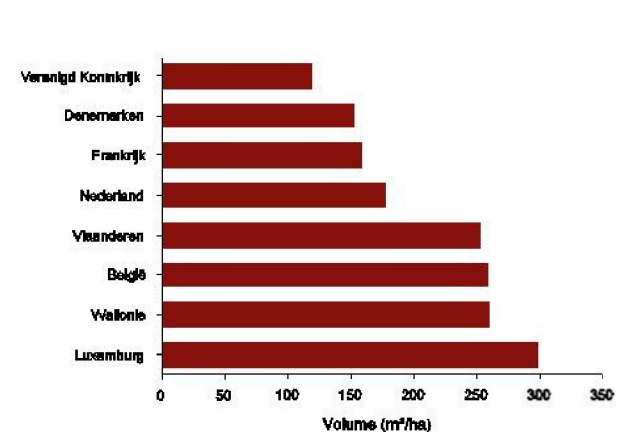
2.4. Oogstbaar houtvolume

De staande houtvoorraad is de hoeveelheid hout die in de vorm van staande bomen in een bos aanwezig is.

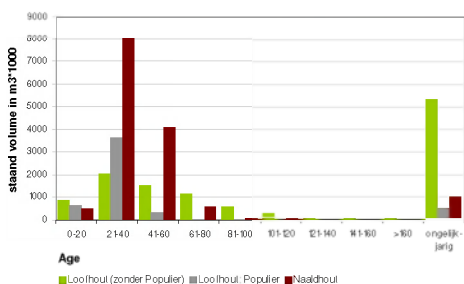
Het houtvolume op stam is traditioneel een van de indicatoren die aangeeft wat de potenties voor houtproductie zijn. De bosinventaris (van 1999) bevat gegevens over de staande houtvoorraad. In heel Vlaanderen is er een totale staande houtvoorraad van 31.584.000 m³. Dit komt neer op een gemiddelde van 216 m³ per hectare. In Europa nam het houtvolume op stam in de afgelopen jaren toe. Wanneer we de aanwasramingen voor Vlaanderen toepassen komen we op een huidig stand volume van 253m³/ha, wat heel hoog is (zie Fig. 6.1).

Het houtvolume in Vlaamse bossen bestaat voor 46 % uit naaldhout, voor 16 % uit populier en voor 38 % uit ander loofhout (waaronder 5 % Amerikaanse eik).

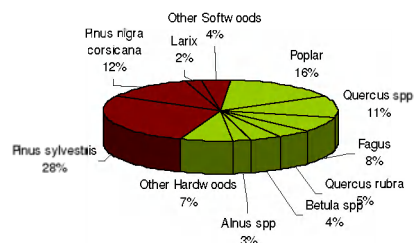
Bij beplantingen jonger dan 20 jaar is het aandeel naaldhout en populier sterk teruggevallen (zie Fig. 6.2). Dit is het gevolg van de veranderende visie op bosbeheer. Dit heeft gevolgen voor de houtverwerkende nijverheid. Momenteel bedraagt het volume-aandeel van exoten minimum 39 % van de staande houtvoorraad; het grondvlakaandeel is ongeveer even groot. De beheervisie voor openbare bossen streeft op lange termijn naar een aandeel exoten van minder dan 20 % (NARA 2003).



Figuur 6.1: Staande houtvoorraad in Vlaanderen, Wallonië, België en omringende landen (2007, Brongegevens: [FAO 2006, Laurent et al. 2005]).



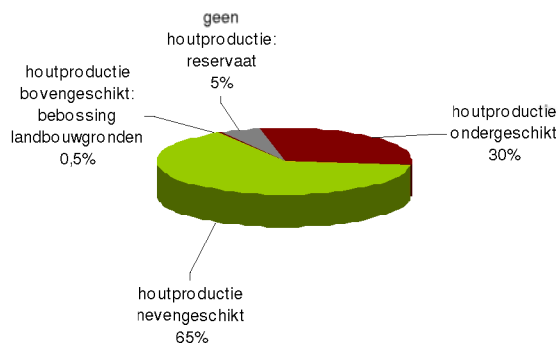
Figuur 6.2: Verdeling staande houtvoorraad volgens leeftijdscategorie (brongegevens: ANB).



Figuur 6.3: Verdeling staande houtvoorraad naar boomsoort (brongegevens: ANB)

2.5. Bos waar hout wordt geoogst

De bebossingsgraad van Vlaanderen bedraagt slechts 11 %. Niet in alle Vlaamse bossen is houtproductie even sterk aan de orde (Fig. 6.4). Zo is onder andere in reservaten deze functie ondergeschikt. Bij bebossingen van landbouwgronden (EU) komt houtproductie in principe op de eerste plaats. Dit maakt slechts een zeer klein deel van het areaal uit (0,5%).



Figuur 6.4: Verdeling van de houtproductiefunctie over het bos in Vlaanderen (bron:[Leyman& Vandekerckhove 2002]).

2.6. Oogst

Houtoogst is een parameter waar slechts fragmentair gegevens over bestaan; de gegevens zijn gebaseerd op ramingen. De enige beschikbare informatie is een overzicht van de houtverkoop in de openbare bossen en in bossen die via bosgroepen deel uitmaken van een beheereenheid.

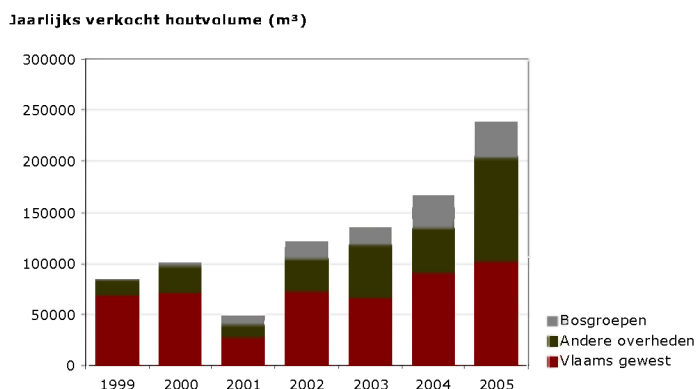
Het volume opgegeven bij de houtverkoop is het werkhoutvolume. Dit is het volume van de spil tot aan een bepaalde aftopdiameter, exclusief fijne takken en wortels.

Gemiddeld wordt in de Vlaamse openbare bossen jaarlijks 100.000m³ hout geoogst (zie Fig. 6.5).

In het algemeen kan worden gezegd dat er een toenemende houtoogst is in de gebieden met bosgroepen. Dit hout is dikwijls afkomstig uit verwaarloosde naaldbossen waar meteen de omvorming naar loofbos wordt ingezet. Het overgrote deel van dit volume bestaat uit hout dat zonder bosgroepen niet zou worden geoogst.

ANB schat dat een gemiddelde goed draaiende bosgroep jaarlijks zo'n 7500 m³ hout op de markt kan brengen. Dit komt overeen met een totaal volume van 142.500 m³ per jaar voor Vlaanderen.

Extrapolatie van deze gegevens voor heel Vlaanderen toont dat Vlaanderen slechts een zeer klein volume hout oogst (284.000 m³), wat uiteraard samengaat met het kleine bosareaal (Laurent et al 2005).



Figuur 6.5: Jaarlijks verkocht houtvolume in openbare bossen en bosgroepen (gegevens: ANB)

2.7. Duurzame oogst

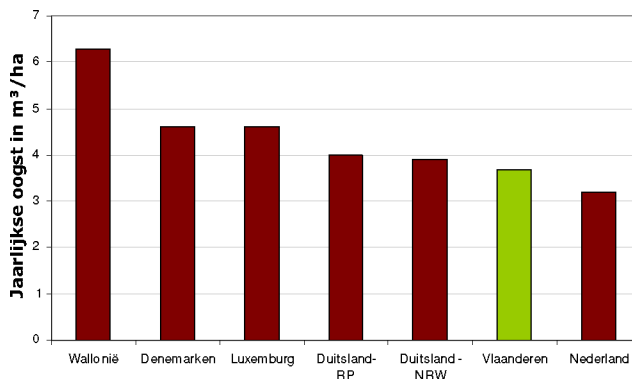
De aanwas is de hoeveelheid hout waarmee de bomen in een bepaalde periode in volume toenemen. Duurzame houtoogst gaat uit van een kapintensiteit die lager ligt dan de jaarlijkse aangroei.

De Verenigde Naties beschouwen de verhouding tussen kapintensiteit en aangroei als één van de weinige indicatoren voor duurzaam bosbeheer. De indicator geeft een beeld van de eventuele bedreiging die de houtoogst vormt voor het voortbestaan van het bos in het besproken gebied.

Vermits de bosinventarisatie nog maar eenmaal is uitgevoerd, zijn de aanwasgegevens op Vlaams niveau nog niet bekend. Er bestaan evenmin gebiedsdekkende gegevens over vellingen. Het is dan ook niet mogelijk om de duurzaamheid van de houtoogst in Vlaanderen te beoordelen aan de hand van cijfers.

Wanneer houtoogst uitgedrukt wordt in functie van de aanwas, blijkt dat in Vlaanderen slechts 25 % van de aanwas geoogst zou worden. Wanneer we de exploitatiecijfers voor openbare bossen

omrekenen in m³/ha, dan komen we voor 2004 op 3,7 m³/ha. Dit plaatst onze regio op het niveau van, of iets lager dan, de ons omringende landen. Recente aanwasgegevens zijn voor Vlaanderen niet beschikbaar zodat het moeilijk te beoordelen is of er meer of minder dan de jaarlijkse aanwas wordt gekapt.



Figuur 6.6: Overzicht van de jaarlijkse houtoogst in m³/ha.jaar voor Vlaanderen en omliggende regio's (brongegevens: European Forest Institute)

Eind 2009 was er in Vlaanderen 12.602 ha FSC-gecertificeerd bos waarvan 142 ha privé-bos en 12.460 ha openbaar bos. In 2009 werd 42.793 m³ FSC gecertificeerd hout op de markt gebracht. Het volume aan gecertificeerde bosproducten dat in 2008 op de Belgische markt werd gebracht werd geraamd op 843.000m³ rondhoutequivalent. Dat is 15% van de totale hoeveelheid. 6% hiervan is FSC gecertificeerd; 9% is PEFC gecertificeerd. Het grootste gedeelte van dit hout is geïmporteerd. Slechts 1% van het FSC gecertificeerd hout en 38% van het PEFC gecertificeerde hout wordt in België geproduceerd (Oldenburger et al 2009).

2.8. Totale waarde voor Vlaanderen

Een totale geldwaarde plakken op de houtvoorraad en houtoogst in Vlaanderen is niet zo gemakkelijk. Hout is een conjunctuurgevoelige materie. De prijs van een lot hangt niet alleen af van de boomsoort, de bereikte afmetingen en de houtkwaliteit, maar ook van de bereikbaarheid van het bestand en van de marktprijs.

In de discipline 'boswaardeberekening' zijn diverse benaderingen te vinden voor het bepalen van de bestandswaarde, waarbij niet alleen de actuele waarde, maar ook de toekomstwaarde van het hout berekend wordt. Dergelijke berekening houdt rekening met diverse factoren en zou ons voor een toepassing op Vlaams niveau, binnen het bestek van deze studie, te ver voeren.

Een quick-and-dirty benadering bestaat uit het berekenen van een gemiddelde actuele prijs voor het gemiddeld totale bos.

Bv. volgens raming wordt jaarlijks 284.000m³ hout geoogst. We weten echter niet in detail om welke soorten, afmetingen of kwaliteit het hier gaat. Gerekend aan een gemiddelde verkoopprijs van 25€/m³ (NFB 2009) komt dit op een totaal van $7,1 \times 10^6$ €, voor 35€/m³ komt dit op $11,36 \times 10^6$ €/m³.

De totale staande houtvoorraad kan volgens eenzelfde zeer ruwe benadering berekend worden: de bosinventarisatie van 1999 vermeldt $32,129 \times 10^6$ m³ hout op stam. Aan een gemiddelde verkoopprijs

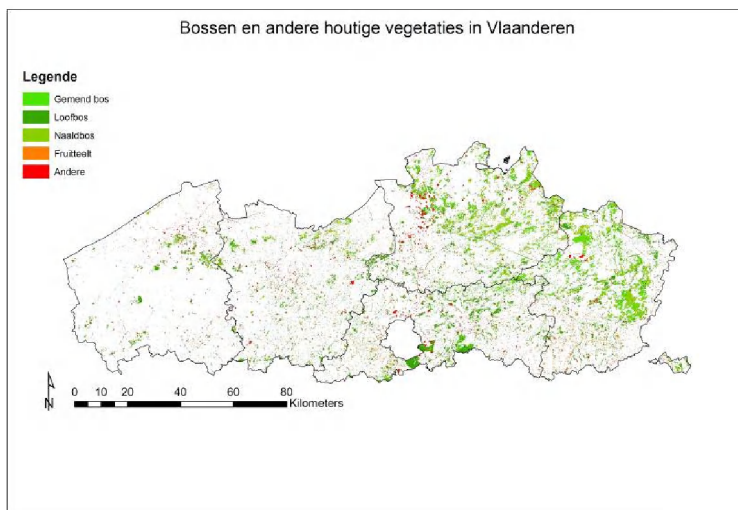
van 15€/m³ (want er staan in verhouding meer jonge, en dus dunnere bomen) komt dit op een totaal van 642,58x10⁶€.

De berekening kan iets verfijnd worden, uitgaande van de cijfers van de boomsoortenverdeling per leeftijdscategorie uit de bosinventaris 1999. Deze worden vermenigvuldigd met de gemiddelde verkoopprijs 2009 voor de bekende boomsoorten (NFB 2009); een gemiddelde prijs voor de niet bekende boomsoorten. We bekomen dan een bedrag van 591,25x10⁶€. Gezien de grote onzekerheden bij beide benaderingen kan dit beschouwd worden als dezelfde grootteorde.

Er moet wel benadrukt worden dat het hier gaat om de huidige waarde van het hout. De veelal jonge bossen hebben een nog groter potentieel.

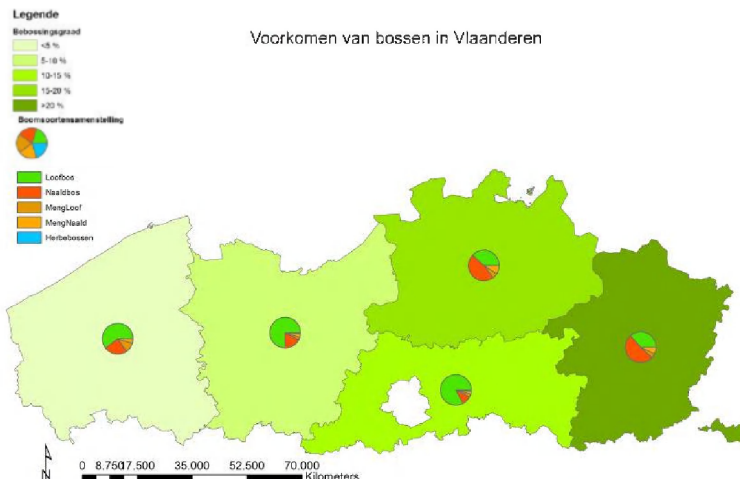
3. VOORKOMEN VAN HET ACTUEEL AANBOD VAN DE ESD (SPATIALE KENMERKEN OF KAART)

Hout wordt geproduceerd in bossen, maar ook in houtkanten, bermen van autostrades, spoorwegen, parken. Het aandeel van de bossen is hierin wel veruit het grootste (zie Fig. 6.7).



Figuur 6.7: Voorkomen van bossen en andere houtige vegetaties in Vlaanderen.

Snelgroeiende bomen uit aanplantingen op landbouwgronden kunnen een aanvulling zijn op het biomassa-aanbod. Vlaanderen is niet gelijkmatig bebost: de provincies Limburg en Antwerpen hebben de hoogste bebossingsgraad; West-Vlaanderen kent een zeer lage bebossingsgraad. De samenstelling van de bossen is ook anders in de verschillende ecoregio's (zie Fig. 6.8). Zo vinden we meer naaldhout op de zandgronden in de Kempen.



Figuur 6.8: Bebossingsgraad en boomsoortensamenstelling in Vlaanderen.

3.1. Welke processen liggen ten grondslag aan houtproductie

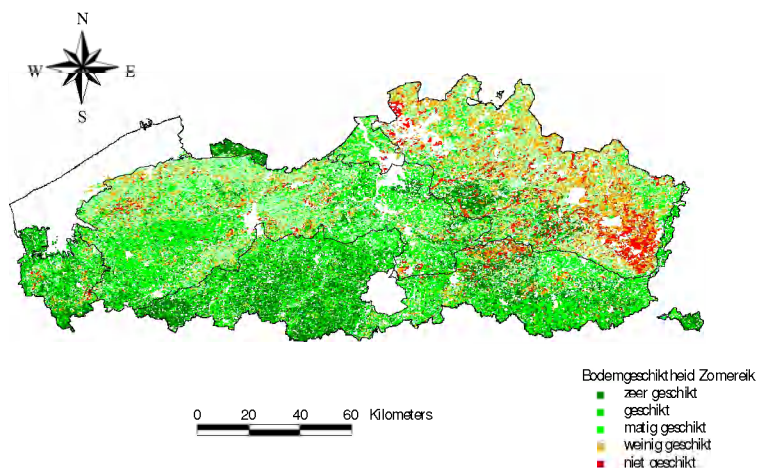
Houtproductie is in wezen het gevolg van een biotisch proces: fotosynthese. De efficiëntie hiervan wordt echter beïnvloed door diverse randvoorwaarden. De potentiële houtoogst hangt af van bosoppervlakte, maar ook van abiotische factoren zoals standplaats, klimaat, biotische factoren zoals genetische aanleg, boomsoortenkeuze of ziektes en randvoorwaarden in functie van duurzaamheid en multifunctionaliteit, wat uitgedrukt wordt door het gevoerde beheer.

3.2. Abiotische randvoorwaarden voor ESD levering

De groei van bomen, en dus ook de houtproductie, wordt zeer sterk beïnvloed door de standplaats. Dit is een gegeven dat al zeer lang bekend is en waaraan in de bosbouwliteratuur diverse boeken zijn gewijd(oa. Assman 1961; Kramer 1988; Mitscherlich 1975,1978,1981). Zowel textuur, bodemvocht als nutriëntenhuishouding beïnvloeden de boomgroei.

De standplaats bepaalt welke bosgemeenschappen van nature voorkomt. Die noemt men de 'potentieel natuurlijke vegetatie'. In de loop der eeuwen heeft de mens deze PNV vaak aangerijkt met andere boomsoorten, of is hij zich juist eenzijdig gaan toeleggen op bepaalde soorten ten voordele van de economische functie. Steeds (meestal) werden standplaatsgeschikte boomsoorten gebruikt. Vandaar trouwens dat hoge aandeel naaldhout op de Kempische zandbodems.

Binnen een bepaalde boomsoort heeft de standplaats ook nog effect op de groei, meestal vooral op de hoogtegroei. Op armere standplaatsen groeien bomen minder goed dan op rijkere. Aan het INBO werd een bodemgeschiktheidsprogramma voor boomsoorten (BOBO) uitgewerkt. Met dit programma kan, in functie van het bodemtype een boomsoort gekozen worden of, omgekeerd, in functie van elke boomsoort de meest geschikte bodems bepaald worden. Figuur maakt duidelijk dat er een grote variatie is in bodemgeschiktheid voor een bepaalde boomsoort.

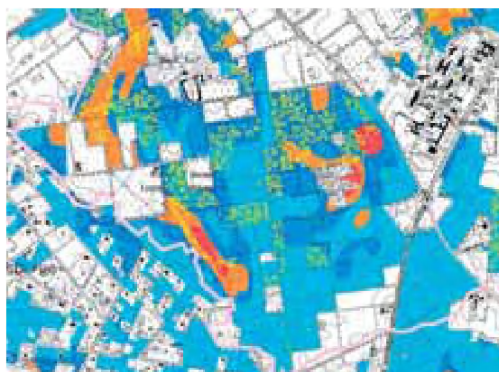


Figuur 6.9: Kartografische weergave van de bodemgeschiktheid voor zomereik in Vlaanderen volgens BOBO.

Standplaats beïnvloedt niet alleen de groei, maar ook de kwaliteit, en bijgevolg de prijs. Zo is naaldhout dat op zandgrond groeit trager gegroeid en dus zwaarder, waardoor de prijs (in de OSB-fabriek) stijgt.

De standplaats kan ook beperkingen inhouden naar exploitatie toe. Een te natte standplaats bv. is moeilijker te exploiteren, wat meteen gereflecteerd wordt in de lagere prijs die voor een lot in natte omstandigheden geboden wordt. Bovendien heeft bosexploitatie in foute omstandigheden ernstige ecologische implicaties.

Aan het INBO werd een signaalkaart opgemaakt die indicaties geeft voor de kwetsbaarheid van bossen voor exploitatie (zowel biotisch als abiotisch). Deze kwetsbaarheidkaart is een GIS-toepassing, waarbij een aantal relevante biotische en abiotische kenmerken van bosbestanden worden samengebracht en beoordeeld.



Figuur 6.10: De kwetsbaarheidskaart Bosexploitatie geeft aan de exploitant en de beheerder een eerste aanwijzing van de kwetsbare zones in het bos, in dit voorbeeld voor het provinciaal domein Bulskampveld in Beernem. Indicaties voor bodem-kwetsbaarheid: Rood = zeer kwetsbaar, niet met machines te betreden; Blauw = weinig kwetsbaar; algemene exploitatievoorwaarden en Geel = belangrijke potenties voor fauna en flora (op basis van BWK en boshistoriek); hiervoor is extra aandacht vereist.

De ontsluiting van een perceel is een belangrijke prijsbepalende factor. Vaak blijven loten hout onverkocht omdat de ontsluiting onvoldoende is.

Klimaat beïnvloedt de boomgroei uiteraard ook. De laatste jaren zien we, tengevolge van de toegenomen concentratie aan CO₂ een verhoogde groei bij veel bomen. Die sterkere groei wordt slechts waargenomen zolang andere bodemfactoren voldoende zijn. En daar wringt het toekomstig schoentje: men verwacht drogere groeiseizoenen, wat dus op droogtevoelige bodems zal leiden tot groeiverlies. Bovendien zullen ook vaak meer stormen voorkomen. Windgevoeligheid hangt in veel gevallen af van de bodem.

3.3. Biotische randvoorwaarde voor houtproductie

Niet elke boomsoort produceert evenveel hout, of dezelfde kwaliteit hout. Zo groeien dennen veel sneller dan eiken, maar geeft eik een veel zwaarder en duurzamer hout. Niet elke boomsoort kan gebruikt worden voor hetzelfde doel.

Tabel 6.1: Productiecapaciteit en fysische eigenschappen van enkele belangrijke boomsoorten.

	Eenheid	Grenen (Pinus)	Beuken	Eiken
Maximale productie	m ³ /ha.jaar	4-12	4-12	3-9
Gemiddelde volumieke massa	g/cm ³	0,49	0,68	0,65
Elasticiteitsmodus	kp/cm ²	120.000	160.000	130.000
Druksterkte	kp/cm ²	550	620	650
Treksterkte (evenwijdig met de vezel)	kp/cm ²	1.100	1.350	900
Gemiddelde krimp	%/%V	0,28	0,31	0,26

De bosbeheerder zal er, bij een economisch gerichte bosbouw, vaak voor kiezen om de natuurlijk aanwezige soorten te vervangen door of aan te vullen met andere boomsoorten in functie van de te realiseren doelstelling.

Het beheer van een bos is er vaak ook op gericht om de houtproductie te verhogen of om een meer gewenste houtkwaliteit te verkrijgen. De beheerder maakt belangrijke keuzes zoals de boomsoort, mengingsgraad, dunningsingrepen. Dit beheer heeft invloed op de biodiversiteit op verschillende niveaus: genetisch, soortendiversiteit, ecosysteemdiversiteit, functioneren.

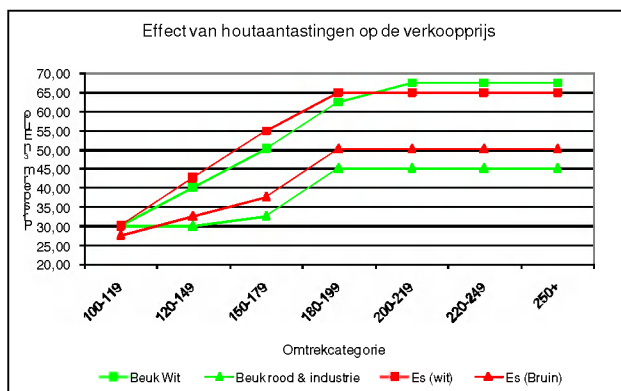
De vraag of gemengde bossen nu beter zijn dan homogene bossen heeft menig wetenschapper beziggehouden. Binnen het FORBIO project (FORBIO: Assessment of the effects of tree species diversity on forest biodiversity and ecosystem functioning. Voor meer info: <http://forbio.biodiversity.be/>) wordt onderzocht of gemengde bossen productiever zijn, of ze meer controle hebben over energie- water- en grondstoffluxen, of ze weerstandiger zijn aan verstoringen en ziektes en of ze over een hogere soortendiversiteit beschikken. In een enquête uitgevoerd bij beheerders, bouseigenaars en wetenschappers associeerde >70% van de respondenten biodiversiteit, jacht, C-opslag, milieukwaliteit, recreatie, schoonheid, weerstand tegen ziektes, windval meest met gemengde bossen.

Financiële opbrengst, productiviteit en houtkwaliteit werden meer geassocieerd met homogene bestanden.

Functie	Gemengd	Homogeen	Opmerking
Economisch	-	+	Exploitatie en lotsamenstelling verlopen moeilijker
Economisch	+	-	Risicospreiding met het oog op klimaatwijziging
Ecologisch	+	-	Structuurvariatie is een belangrijke voorwaarde voor biodiversiteit
Recreatief	+	-	Gevarieerde bossen worden door recreanten vaak meer gewaardeerd

Dunning is een beheermaatregel die uitgevoerd wordt om de groei te concentreren in de meest belovende bomen. Het groei-effect hangt af van de manier waarop de dunning wordt uitgevoerd. Een dunning heeft ook ecologische effecten. In jonge, donkere bossen, bestaat er een win-win situatie: dunning zal positieve effecten hebben voor zowel de economische als ecologische functie.

Ziekten en aantastingen hebben ook een effect op de houtkwaliteit, wat op zijn beurt verrekend wordt in de prijs die voor het hout wordt betaald. Voor aangetast hout van grote afmetingen wordt een derde minder betaald dan voor gezond hout.



Figuur 6.1: Eenheidsprijs (in €/m³) voor aangetast en niet-aangetast hout (bron: NFB, 2009)

3.4. Socio-economische en institutionele randvoorwaarden

In elk bos wordt hout geproduceerd, ook in bossen met een niet-interventie beheer. Men oogst het echter niet altijd.

Het houtproductieniveau kan, behalve door marktkrachten en bosbehandeling, ook door het beleid beïnvloed worden. Dit gebeurt o.a. door het subsidiëren van het aanplanten van bepaalde boomsoorten, of via het deels toelaten van bepaalde boomsoorten in bepaald gebieden, via

kapmachtigingen of door bossen van een productieve naar een onproductieve categorie te verschuiven (bv. door bossen een zuivere reservaatfunctie te geven).

Duits onderzoek (Rüther et al. 2007) wees uit dat de grootste winst voor houtproductie eerder ligt in het in bedrijf nemen van bossen waar nu niet gekapt wordt, eerder dan het bosbeheer te intensifiëren en op houtproductie te richten.

Door de grote vraag naar biomassa ten behoeve van de energievoorziening, is er in sommige middelen een verhoogde aandacht voor de praktijk van Total Tree Use, waarbij de volledige boom geoogst en afgevoerd wordt. Dit heeft gevolgen voor de standplaats (verarming) en biotiek (te weinig dood hout)

Er is een soort vervreemding ten aanzien van de product van hout waardoor het imago van houtproductie en houtoogst negatief is.

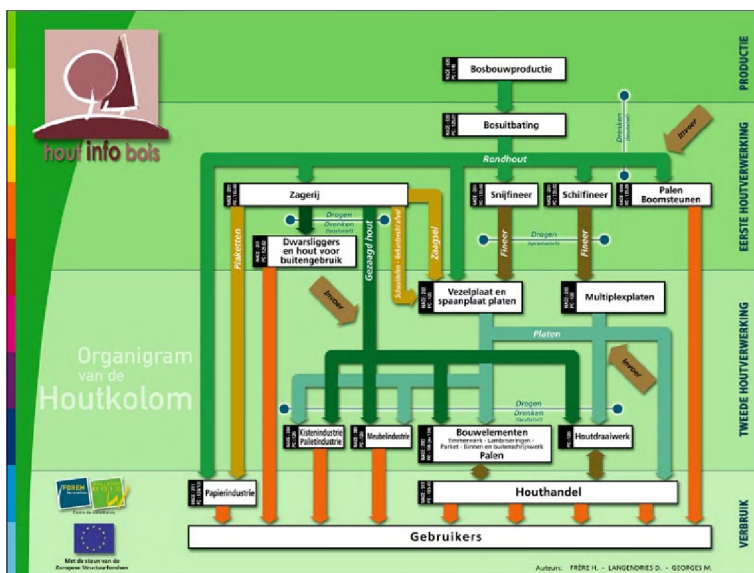
4. FLOWCHART HOUTPRODUCTIE VAN LEVERING TOT VERBRUIK

Het ruwe materiaal 'hout' legt een lange weg af die gaat van de verwerking tot halffabrikaten en afgewerkte producten tot distributie van de eindproductie.

Deze keten wordt houtkolom genoemd en die zorgt voor heel wat werkgelegenheid.

Binnen de bedrijfskolom hout worden de volgende geleidingen onderscheiden:

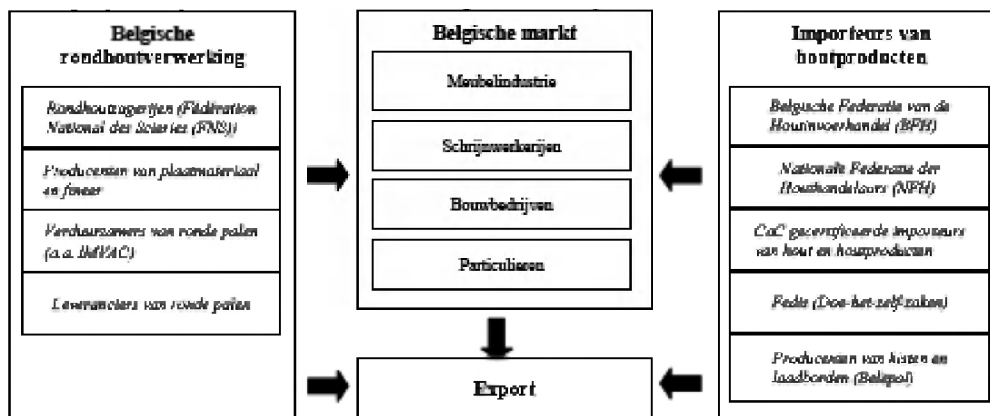
- **Bosbouw** bepaalt de boomsoortenkeuze waarvan de te oogsten hoeveelheden en kwaliteiten gerelateerd zijn aan de standplaats en het gevoerde beheer.
- **Bosexploitatie** oogst het hout als ruwe grondstof.
- De **eerste houtverwerking** omvat activiteiten als het zagen, schaven en drogen van hout, evenals de productie van fineer.
- De **tweede houtverwerking** omvat de eigenlijke industrie die halffabrikaten (plaatmaterialen) en afgewerkte producten (meubelen, bouwelementen, verpakkingen...) voortbrengt.



5. VRAAG-ANALYSE VAN DE HOUTPRODUCTIE

5.1. Stakeholder analyse (vragende partijen en belanghebbenden)

De belangrijkste stakeholders zijn eigenaars, rechthebbenden en eindgebruikers (Kissling-Näf, 2002). Om de vraagzijde voor houtproductie te beschrijven, beschikken we over weinig volledige en recente gegevens. Reden hiervan is o.a. de verscheidenheid binnen de 'bedrijfskolom hout', waar een verticale integratie, in tegenstelling tot de buurlanden, zelden voorkomt.



Figuur 6.2: Schematische weergave van de Belgische houtkolom met de positie van de sectorfederaties en andere groepen bedrijven (uit: Oldenburger et al.2009)

Volgend overzicht werd overgenomen uit: Vansteenkiste, D. et al. (2008).

De industriële sector van rondhoutverwerking is vooral lokaal, familiale KMO's die actief zijn in bosexploitatie, zagerijen en meubelproductie. De zagerijsector in Vlaanderen heeft vooral een KMO-karakter, de fineersector is zeer beperkt in België. De pulp- en papierindustrie is vertegenwoordigd door hun federatie COBELPA. Zij publiceren regelmatige overzichten over hun productie.

Deze verwerkingsbedrijven vragen een adequate beschikbaarheid aan voldoende grondstof. De productie van de grondstof hout in Vlaanderen is echter vrij beperkt in verhouding tot de omvang van de verwerkende industrie: het te verwerken hout, wordt voor 90% ingevoerd, ofwel rechtstreeks, ofwel via houtimportbedrijven (Febelhout 2001). De houtkolom benadrukt eveneens de noodzaak van streven van een aandeel kwaliteitshout. Doorstroming en verwerking van resthout en minder kwalitatief hout zal steeds gegarandeerd blijven door de grotere bulktoepassingen (pulp, spaanplaat,...). Kwaliteitshout uit het eigen bos is eveneens belangrijk voor de vele kleine familiebedrijven (schrijnwerk, meubel,...).

5.2. Discussie over geschikte indicatoren voor de houtvraag

In de set van MCPFE-indicatoren zijn er enkele opgenomen die een idee kunnen geven over de houtvraag:

6,7 Houtverbruik: consumptie van hout en houtproducten per kop.

6,8 Handel in hout: import en export van hout en houtige producten

6,9 Energie uit houtige bronnen: aandeel van energiehout in totale energieconsumptie.

De indicator 6.7 geeft in combinatie met 6.8 een idee van de mogelijkheid om te voorzien in hout. Er zijn echter weinig gegevens voorhanden voor deze indicatoren. Daarom trachten we een idee te krijgen van de hoeveelheid hout, de afmetingen en mogelijk ook de kwaliteit die door de verschillende industrieën gevraagd wordt.

5.3. Kwantificatie

Voor enkele houtsoorten (Eik, Beuk en populier) werden houtstromen opgemaakt. Ze geven een idee van de houtproductie, het houtverbruik en de import. Deze analyses bestaan echter slecht fragmentair en worden niet geactualiseerd.

Net zoals bij de aanbodzijde vinden we vooral momentopnames van de vraagzijde, nooit gegevens waaruit een toekomstvisie blijkt.

Cijfers hieronder werden overgenomen uit Vansteenkiste, D. et al. 2008

Zagerijsector

De zagerijsector in Vlaanderen verbruikt eerder beperkte hoeveelheden en vooral loofhout. Cijfers zijn op Belgisch niveau beschikbaar:

Table 3 Detailed numbers on sawn softwoods in Belgium (x 1000 m³)

	2004	2005	2006	2007
Import	1 653	1 710	1 700	1 650
Production	1 035	1 075	1 100	1 100
Total	2 688	2 785	2 800	2 750
Re-exported	944	911	900	900
Local use	1 744	1 874	1 900	1 850

Bovendien wordt ook 400.000m³ loofhout verzaagd.

Papierpulp

De Belgische papierindustrie gebruikt alleen bijproducten van het bos en van de houtindustrie: boomkruinen (toppen), klein hout van naaldbomen die werden gesnoeid, dunningshout van loofbomen, kreupelhout, afval van zagerijen (haksels) etc. Al dit hout is van onvoldoende kwaliteit om te worden verzaagd. Er is in Vlaanderen 1 pulpfabriek die nog volledig op hout draait: Sappi Lanaken.

Fineer

De fineersector gebruikt hoge-kwaliteitstammen. De aanvoer hiervan is te laag om een grote industrie te kunnen op baseren.

Plant	Location	Capacity (m ³)	Wood species	Remarks
Helsen sa www.helsenhout.be	Wechelderzande (Antwerp)	15 000	oak, beech, ash	Sliced veneer

Multiplex

Dit is een eerder beperkte sector waarin vooral hoogwaardig populier en een beetje beuk verbruikt wordt.

Figure 6 Schematic overview of processed wood volumes by the veneer producing companies as well as the more technical plywood producers.

Plant	Location	Capacity (m ³)	Wood species	Remarks
Coblu NV	Aarschot (1)	15 000	beech, poplar	CE-marked plywood based on poplar
Haripan NV	Wielsbeke (2)	5 000	poplar	

Vezelplaat, OSB, MDF

Dit is een vrij belangrijke sector in België, zowel in hoeveelheid als in gecreëerde meerwaarde.

Wood based panels Capacity/production (m ³)			
Particleboard	Location	Capacity	Production
Norbord	Genk	200 000	
Linopan	Wielsbeke	170 000	
Spano	Oostrozebeke	680 000	
Unilin	Oogaem	500 000	
Unilin/Bospan	Wielsbeke	600 000	
Total		2 150 000	1 875 000
MDF			
Spanolux	Vielsalm	300 000	250 000
OSB			
Norbord	Genk	300 000	300 000

Table 4 Production capacity of Belgian Wood base panel sector

Voor OSB wordt vooral Pinus gebruikt; voor MDF vooral Picea.

Energie

Recycled wood (Belgium) (kton atro)	Available now	Probable use in near future
Used as raw material	285	615
Used for energy production	425	665

Table 6 Estimated amounts necessary for planned investments in bio-energy based on wood products.

5.4. Totale waarde voor Vlaanderen

Op dit moment is het moeilijk om hiervan een volledig beeld te krijgen. De sector is nogal verdeeld; de gegevensinzameling ook.

5.5. Voorkomen van de actuele vraag voor de ESD

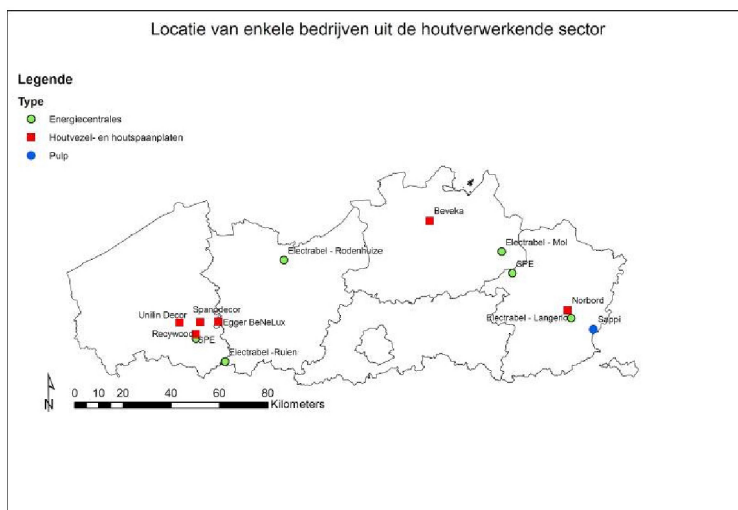
De houtverwerking vestigt zich niet noodzakelijk op de plaats van het grootste grondstofaanbod, hoewel dit natuurlijk een belangrijk gegeven kan zijn. Onze Vlaamse industrie vestigt zich echter zeer graag bij de afzetmarkten, om voeling te krijgen en sneller te kunnen inspelen op de noden van de klanten. Het nadeel van een beperkter/moeilijker grondstofbevoorrading weegt tot nu toe niet op tegen het voordeel dat uit het eerste element gehaald kan worden. Nochtans is dit een delicaat evenwicht, dat gemakkelijk verstoord kan worden indien de grondstofbevoorrading (b.v. vanuit Vlaanderen zelf) werkelijk aan banden gelegd wordt. De ene subsector is hier al gevoeliger voor dan de andere.

Zagerijen zijn echter meestal ondergebracht in kmo's, kleinschaliger en meestal met een familiaal karakter en vandaar ook meer honkvast in Vlaanderen. Voor deze sector is het wél van belang om

jaarlijks een zekere hoeveelheid hout ter beschikking te stellen. Het gaat hier over de productie van kwaliteitshout. Indien de houtvoorraad voor deze kmo's in zekere mate kan gegarandeerd worden door een aangepast bosbeleid, is een klantgerichte productie mogelijk.

Voor de grote bedrijven is de locatie van de fabriek een factor die de vraag mee bepaalt. Een kaart met de locatie en de grootte van deze fabrieken kan verhelderend zijn. We maakten de oefening al voor enkele grote spelers:

Producenten van houtvezel- en spaanplaten, pulpfabrieken en energiecentrales die hout bijstoken.



Figuur 6.3: Locatie van enkele bedrijven uit de houtverwerkende sector

5.6. Socio-economische, culturele en institutionele invloeden

Dé tendens in de houtverwerking is flexibiliteit: vandaag bestellen, morgen leveren. Dit heeft uiteraard zijn gevolgen op de aanvoer van de grondstof, die, afhankelijk van het productieproces, al dan niet vers en aan hoge kwaliteitseisen moet voldoen.

Loonkostevoluitie: door de relatief hoge loonkosten zullen houtverwerkende bedrijven zich vaker verplaatsen naar lagere loonlanden (en dan liefst waar een continue grondstofvoorziening is).

Hout kan toegepast worden in diverse toepassingen. De vraag naar hout wordt mee beïnvloed door de vraag naar en de prijs van de alternatieven. Zo wordt voor constructiehout afgewogen tegenover beton, staal of kunststof. Voor de pulpindustrie speelt de prijs van recyclagepapier mee (er is altijd een deel verse pulp nodig). En voor de vraag naar brandhout en aanverwanten is de energiemarkt bepalend.

De houtsector is ook onderhevig aan globalisering.

6. VERWACHTE TOEKOMSTIGE ONTWIKKELINGEN/TRENDS

Sowieso blijft de tegenstelling: een bosbouwer denkt op lange termijn; de industrie op korte termijn. Als bosbouwer kan je nooit de industrie volgen, maar moet je ervoor zorgen dat je alle assortimenten in aanbod hebt, en moet je zoveel mogelijk aan risicospreiding doen.

6.1. Aanbodzijde

Aan de aanbodzijde is een hoger aanbod te verwachten door het toenemend succes van de bosgroepen, met bijhorende oogstoptimalisaties. Anderzijds is er, hoewel de overheid bijzondere inspanningen doet voor bosuitbreiding, netto een ontbossing vast te stellen, wat een verminderd aanbod voor gevolg kan hebben.

Soorten veranderen. Het aandeel naaldhout vermindert. Het aandeel populier vermindert.

Bij het bosbeheer merken we tegenstrijdige evoluties: enerzijds zie je dat door de toegepaste bosbouwsystemen de gemiddelde omtrek toeneemt. De zeer vaak toegepaste toekomstboommethode richt zich op kwaliteitshout. anderzijds stellen we in de omringende landen vast dat de doeldiameter lager wordt gesteld om toch maar het beoogde volume te halen, wat ten koste gaat van de kwaliteit.

Klimaatwijziging zal ook effect hebben op de houtproductie:

- groei zal wijzigen (toename door CO₂ toename, vermindering door droogte; afhankelijk van boomsoort)
- meer voorkomen van stormen geeft mogelijk regelmatig een niet-gepland overaanbod van hout, tenzij de stormgevoeligheid door bosbeheer enorm verlaagd kan worden.

De productiefunctie verliest aan belang bij beheerders: recente beheerplannen vermelden zelden kwaliteitsdoelstellingen. Er wordt een toename verwacht van het aandeel gecertificeerd hout.

6.2. Vraagzijde

(zie ook: Van Acker, J. 2008)

Wereldwijd is er in ieder geval een kloof tussen de houtvraag en het gekapte houtvolume.

De vraag naar hout is nog steeds stijgend, en dat geldt in het bijzonder voor de vraag naar hout als energiedrager. De spanning tussen materiaaltoepassingen enerzijds en energietoepassing anderzijds blijft aanwezig. Ook de vraag naar houtproducten ter vervanging van andere producten (in constructie) stijgt nog steeds. Doordat de economische crisis hard toeslaat in de bouw is de vraag naar constructiemateriaal momenteel wat lager.

Het aantal zagerijen en exploitanten zal, vooral ten gevolge van onze hoge loonkosten, dalen tot alleen de grote spelers overblijven (trend nu al duidelijk).

De vraag naar gecertificeerd hout stijgt. Vanuit de Vlaamse Overheid wordt het gebruik van gecertificeerd hout bij lokale besturen gestimuleerd door middel van de Samenwerkingsovereenkomst 2008- 2013.

In de verschillende geledingen van de houtnijverheid zocht men naar alternatieve methodes om het hout te verwerken.

- De papierindustrie heeft houtvezels nodig om papier te vervaardigen. Deze vezels komen niet alleen uit dunningen, maar ook zagerijafval wordt gebruikt. Pulp van gerecycleerd papier is niet meer weg te denken.
- Door de ontwikkeling van multicomposietmaterialen kan ook meer minderwaardig hout gevaloriseerd worden.

6.3. Duiding van de mogelijkheden/potenties voor Vlaamse context

Bosbouw is een dynamisch gegeven dat door diverse factoren beïnvloed wordt. Om aan te geven wat de mogelijkheden zijn voor houtproductie onder verschillende scenario's, kan gewerkt worden zoals in het SIMFORTREE project.

Voor verschillende boomsoorten wordt nagegaan wat de groei is. Klimaat en beheer kunnen beïnvloed worden. De output geeft inzicht in het assortiment en de kwaliteit.

Op dit moment zijn er nog geen resultaten voor dergelijke simulatie.

7. BELANGRIJKE KENNISCENTRA EN KENNISHIATEN VOOR VLAANDEREN

7.1. Kenniscentra

ANB: bosinventaris, gegevens houtverkoop, boskartering

INBO: rapportage i.v.m. duurzaam bosgebruik (NARA), Onderzoeksgroep ESD.

Laboratorium voor houttechnologie, UGent: onderzoek houtstromen, nieuwe houtproductiemethodes, COST-actie E44

Federaties: informatie over vraagzijde (Fedemar, Federatie houthandelaars, Fedustria, Cobelpa)

7.2. Kennishiaten

Om de duurzaamheid van het houtgebruik uit het Vlaamse bos te kunnen evalueren, zijn meer gegevens vereist over onder andere houtoogst, houtaanwas en de effecten van de bosexploitatie.

Op dit moment kan alleen een overzicht verkregen worden van de houtoogst in de openbare bossen, en deels ook uit de bosgroepen. Er is geen overzicht van wat er verder in privé-bossen geoogst wordt. Privé-bossen maken nochtans 70% uit van het bosbestand, en het is niet gezegd dat de oogstcijfers van openbare bossen zomaar mogen geëxtrapoleerd worden.

Betere gegevens zijn nodig op gebied van houtvoorziening en houtverbruik. De vraagzijde is immers slechts gefragmenteerd in kaart gebracht.

De vraag naar de optimale mix van producten en diensten die het bos kan leveren, kan pas aangepakt worden wanneer meer aanvullende informatie beschikbaar is.

Om het optimale nut voor de maatschappij te kunnen bepalen moet geweten zijn:

- Wat de samenhang is tussen bosbeheer enerzijds en kwaliteit en kwantiteit van andere producten en diensten
- Hoe de diverse producten en diensten zich tot elkaar verhouden
- Wat het belang/de waarde is van de verschillende producten en diensten. (Köchli, 2005)

8. ILLUSTRATIEVE VOORBEELDEN VAN HOUTPRODUCTIE IN VLAANDEREN

Er werd gekozen voor een voorbeeld vanuit aanbodzijde en een vanuit de vraagzijde.

8.1. Houtverkoop in Meerdaalwoud-Heverleebos

Gemiddeld over de laatste 15 jaar werd in de houtvesterij jaarlijks 12 153 m³ hout verkocht met een gemiddelde verkoopwaarde van 299 161 euro. Ca. 30% van dit volume wordt verkocht als brandhout.

In een studie (Eggermont & Moons, 1999) werd de recreatieve functie voor hetzelfde boscomplex geschat op 63-727 mio BEF/jaar; met een gemiddelde van 400mio BEF/jaar (ca. 10×10^6 €, range ca $1,5-18 \times 10^6$ €).

De vraag is wel of beide waarderingen methodologisch gewoon naast elkaar mogen gezet worden...

8.2. Norbord – Genk: OSB-platen

'De fabriek in Genk maakt deel uit van Norbord Europe, dat ook nog afdelingen in Schotland en Engeland heeft. Norbord heeft een vijftal jaar geleden de fabriek in Genk overgenomen; ze was voordien een familiebedrijf. Norbord heeft zwaar geïnvesteerd in veiligheid en heeft de productie van MDF-platen volledig afgebouwd. Er zullen enkel nog OSB-platen geproduceerd worden.

Elk jaar komt zo', 330000m³ rondhout de Genkse fabriek binnen; wanneer in economisch gunstige tijden extra gas gegeven wordt kan dit zelfs oplopen tot 430000m³. 30-35% van het hout komt uit België, de rest komt uit Nederland en Duitsland.

Het hout dat op stam wordt aangekocht, exploiteert Norbord zelf. Jaarlijks oogst Norbord ongeveer 100000m³ zelf, voornamelijk in Vlaanderen, 1/3 dus van het totale verwerkte houtvolume.

Norbord betaalt tussen 15 en 24 euro per m³ hout op stam afkomstig van de streek rond de fabriek.

Indien het hout van verder weg afkomstig is, moet ook de transportkost in rekening worden gebracht.

Hout op stam wordt maximum op een afstand van 300km van de fabriek aangekocht.

Houtleveranciers worden per ton betaald; de prijs is afhankelijk van het vochtpercentage en de densiteit van het hout. Voor vochtig hout wordt 36 tot 40 euro per ton betaald, voor de droge kan je die cijfers verdubbelen.

In OSB-platen worden Corsicaanse den en grove den verwerkt. Hierbij wordt ook nog 5% fijnspar, 5% douglas en 5% larix gemengd. Die laatste houtsoorten worden niet in een hoger percentage bijgemengd omdat de machines geen grote hoeveelheden van die densiteit en vezelstructuur aankunnen.

De OSB-platen uit Genk worden verkocht in België, Nederland en Duitsland.' (uit Meuleman & Van Nevel, 2009)

9. LITERATUUR

Agneessens, F.; J. Spaas, B. Van der Aa, J. Van Slycken, G. Van Langenhove, V. Truyen, L. De Boever, R. Devreese, T. Onkelinx, R. Goossens, B. Wierbos, T. Anthonis. 2003. De economische functie van het Bos in Vlaanderen. In: Bossenverklaring 2003. Economische functie van het bos in Vlaanderen. In Bossenverklaring, edited by Van Langenhove, G. Spaas J. (Brussel: Vlaamse Hoge Bosraad).

AidEnvironment.2008. FSC-hout in de Belgische Markt 2007. De beschikbaarheid van FSC-gecertificeerd hout op de Belgische markt in 2007.

ASSMANN, E., 1961: Waldetragskunde. BLV, München-Bonn-Wien, 490 S.;

COBELPA. 2008. Annual statistics 2005.

Eggermont, K., E. Moons. 2000. Economische waardering van bossen. Case-study voor Heverleebos-Meerdaalwoud. VLINA 96/06.

Fedustria. 2009. Memorandum van Fedustria aan de politieke partijen voor de Vlaamse en Europese verkiezingen van 7 juni 2009.

Fedustria. 2009. Memorandum van Fedustria aan de politieke partijen voor de Vlaamse en Europese verkiezingen van 7 juni 2009.

FORBIO: Assessment of the effects of tree species diversity on forest biodiversity and ecosystem functioning. Voor meer info: <http://forbio.biodiversity.be/>

<http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Thema/Hout.aspx>

Jansen, J.J., J. Sevenster, P.J. Faber (redactie). 1996. OPBRENGSTTABELLEN voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN rapport nr. 221

Kissling-Näf, I. 2002. Ressourcenökonomie I. Unterlagen zum Fachgebiet Ressourcenökonomie. Professur für Forstpolitik und Forstökonomie. ETH Zürich.

Köchli, D.A. 2005. Zur Bedeutung einer multifunktionalen nachhaltigen Waldnutzung in der Region Greifensee. PhD. ETH.

KRAMER, H., 1988: Waldwachstumslehre. Parey, Hamburg und Berlin, 374 S;

MITSCHERLICH, G., 1975: Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. Bd. 3: Boden, Luft und Produktion. Sauerländer, Frankfurt a.M., 352 S.

MITSCHERLICH, G., 1978: Wald, Wachstum und Umwelt., Bd. 1: Form und Wachstum von Baum und Bestand. 2. überarb. Auflage. Sauerländer, Frankfurt a.M., 142 S.

MITSCHERLICH, G., 1981: Wald, Wachstum und Umwelt., Bd. 2: Waldklima und Wasserhaushalt. Zweite überarbeitete Auflage. Sauerländer, Frankfurt a.M., 365 S.

Laurent, C. et al. 2005. Évaluation des ressources forestières mondiales. Belgique. Rapport National 131. 61p. Rome.

Laurent, C. et al. 2005. Évaluation des ressources forestières mondiales. Belgique. Rapport National 131. 61p. Rome.

Leyman, A. en K. Vandekerckhove. 2002. Berekeningen van de oppervlakte bos in Vlaanderen die is opgenomen in verschillende beschermingsstatuten. Resultaten van een GIS-analyse. IBW Bv IR 2002.003.

Markandya, A. Nunes, P.A.L.D, Bräuer, I., ten Brink, P. Kuik, O. and M. Rayment. 2008. The Economics of ecosystem and biodiversity – Phas 1 (scoping) Economic Analysis and Synthesis. Final report for the European Commission, Venice, Italy, 142 pp.

Markandya, A. Nunes, P.A.L.D, Bräuer, I., ten Brink, P. Kuik, O. and M. Rayment. 2008. The Economics of ecosystem and biodiversity – Phas 1 (scoping) Economic Analysis and Synthesis. Final report for the European Commission, Venice, Italy, 142 pp.

Meuleman, L., L. Van Nevel. 2009. Op bezoek bij Norbord. Bosrevue 7(27):17-19.

NFB. 2009. Prijstendenzen van de houtmarkt lente-zomer 2009.

NFB. 2009. Prijstendenzen van de houtmarkt lente-zomer 2009.

Oldenburger, J., N. Leek, L. Draye. 2009. Gecertificeerd hout op de Belgische markt in 2008. Stichting ProBos. Studie uitgevoerd in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

Oldenburger, J., N. Leek, L. Draye. 2009. Gecertificeerd hout op de Belgische markt in 2008. Stichting ProBos. Studie uitgevoerd in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

Rüther, B., J. Hansen, A. Ludwig, H. Spellmann, J. Nagel, B. Möhring, M. Dieter. 2007. Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 1, 2007.

Van Acker, J. 2008. Houtkwaliteit als basis voor een Europese strategie voor de bos-houtkolom. Symposium UGent-INBO, 27/11/2008: Interactie tussen bosbouw en houtverwerking.

Van Acker, J. 2008. Houtkwaliteit als basis voor een Europese strategie voor de bos-houtkolom. Symposium UGent-INBO, 27/11/2008: Interactie tussen bosbouw en houtverwerking.

Van der Aa B., G. Lejeune, M. Dumortier. 2003. Duurzame houtoogst. In: Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyemberh G., van Straaten D. & Kuijken E., 2003. Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 18, Brussel.

Van der Aa B., W. De Mayer, M. Dumortier. 2005. Bosbouw. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyemberh G. & Kuijken E., 2005. Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 24, Brussel.

Van der AA, B. 2007. Bosbeheer. : Dumortier M, De Bruyn L, Hens M, Peymen J, Schneiders A, Van Daele T, Van Reeth W (red.) 2007. Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel.

Vansteenkiste, D., J. Van Acker, L. De Boever, C. Van Riet, K. Wijnendaele, G. Verhaeghe. 2008. Input wood processing strategy. In: Van Acker, J. (ed). 2008. A European wood processing strategy: country reports. Compiled by COST action E44 'Wood processing Strategy'. 352p

Hoofdstuk VII. Groene ruimte voor recreatie

Ilse Simoens (INBO)

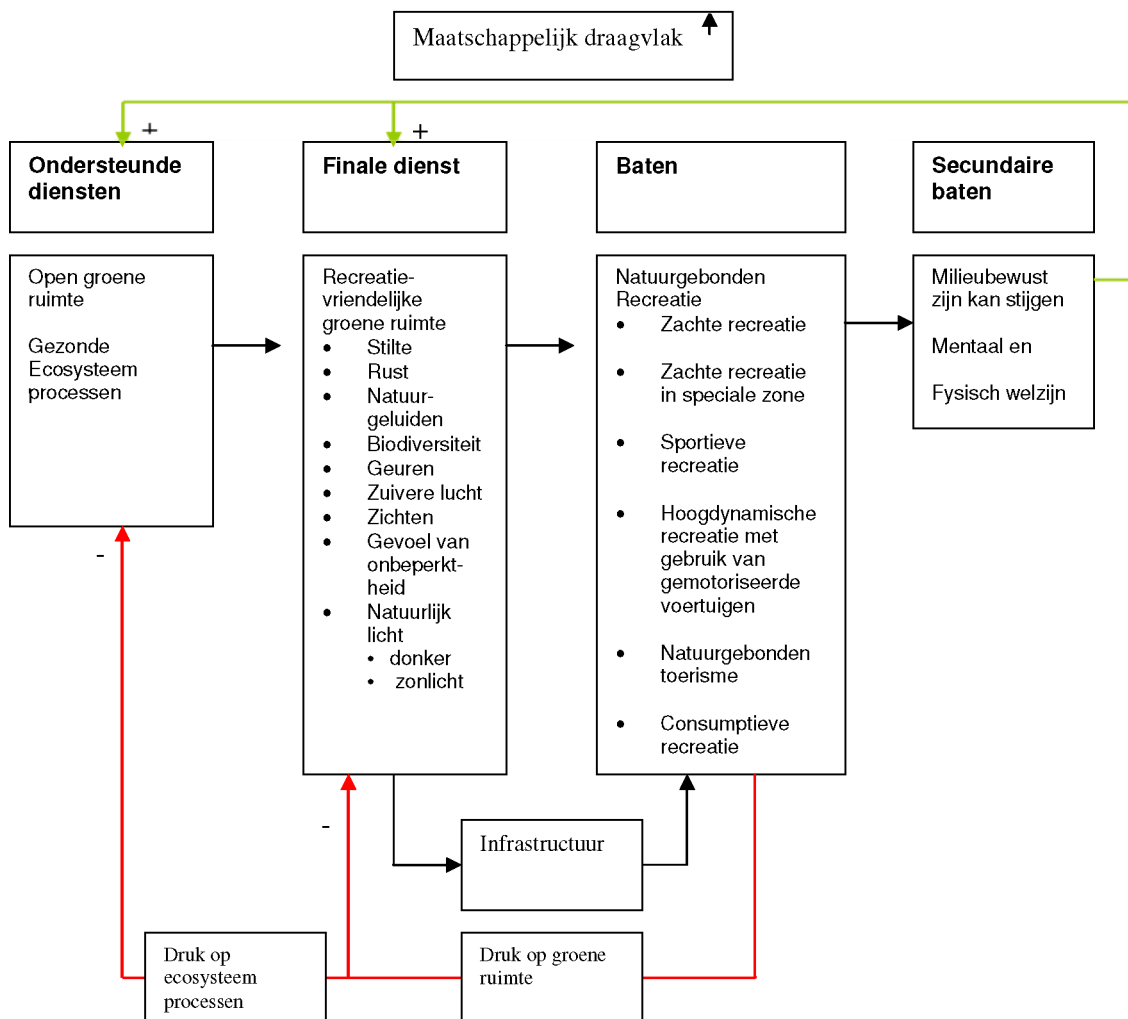
1. INLEIDING

Het beschikbaar stellen van groene ruimtes voor recreatie kan men beschouwen als een dienst van het ecosysteem. Deze dienst voor recreatie wordt door de mens gebruikt voor het uitvoeren van verschillende vormen van recreatie waarvoor de groene ruimte noodzakelijk is. Natuurgebonden recreatie kan men op deze manier definiëren als de baten van deze ecosysteemdienst (Fischer, 2008). Deze definitie is verschillend van die in het Millennium Ecosystem assessment, waar recreatie als een culturele dienst omschreven wordt (MEA, 2005).

Daar groene ruimte door eenieder kan gebruikt worden en dus nog beschikbaar is als een andere bewoner hier gebruik van maakt, kunnen we deze dienst als een 'publiek goed' beschouwen.¹ Publieke goederen zijn goederen (1) waarvan je mensen niet kunt uitsluiten en (2) waarbij de consumptie door de ene niet ten koste gaat van de consumptie door de ander (Samuelson 1954). Dit klopt in grote mate voor openbare groene ruimtes die voor recreatie gebruikt kunnen worden. Als groene ruimtes overmatig gebruikt worden, waardoor de kwaliteiten die groene ruimte biedt verminderen, zoals stilte en rust, heeft de aanwezigheid van een hogere bevolkingsdichtheid wel een impact op de kwaliteit van groene ruimte. In het geval van privatisering van de groene ruimte (vb. golfterrein) zal men het hebben over clubgoederen. Hier kan men wel mensen uitsluiten, bijvoorbeeld doordat ze geen lid zijn van de golfclub.

In deze studie willen we eerst aan de hand van een stroomdiagram de relaties tussen deze ecosysteemdienst en de baten voor de mens voorstellen. Daaropvolgend brengen we het aanbod van de groene open ruimte in Vlaanderen in kaart en bespreken we de vraag naar deze ecosysteemdienst door naar de verschillende vormen van natuurgebonden recreatie te kijken. Ook de belanghebbenden van deze ecosysteemdienst en de interactie tussen de ecosysteemdienst en de baten worden kort besproken. Ten slotte bekijken we enkele voorbeelden.

2. STROOMDIAGRAM 'RECREATIEVRIENDELIJKE GROENE RUIMTE'



Figuur 7.1: Stroomdiagram 'Recreatievriendelijke groene ruimte'

Een stroomdiagram geeft ons de mogelijkheid de relaties tussen de ecosysteemdienst en de baten voor de mens voor te stellen. De finale ecosysteemdienst die hier aan bod komt is 'recreatievriendelijke groene ruimte'. De beschikbaarheid van deze ruimte wordt bepaald door ondersteunende ecosysteemdiensten. Om te beschikken over recreatievriendelijke groene ruimte heeft men open ruimte nodig en (semi)-natuurlijke ecosysteemprocessen. Onder deze voorwaarden en de voorwaarden dat deze ruimtes voor de mens toegankelijk zijn stelt de natuur groene ruimte te beschikking die door de mens gebruikt worden om aan recreatie te doen. Als deze gebieden in privé bezit zijn, zijn deze diensten enkel voor een beperkt aantal begunstigden beschikbaar.

Recreatie in de natuur heeft op zijn beurt positieve gevolgen op de algemene gezondheidstoestand van de mens, zowel mentaal als fysiek (Dumortier, 2007) en beschouwen we hier als secundaire baten.

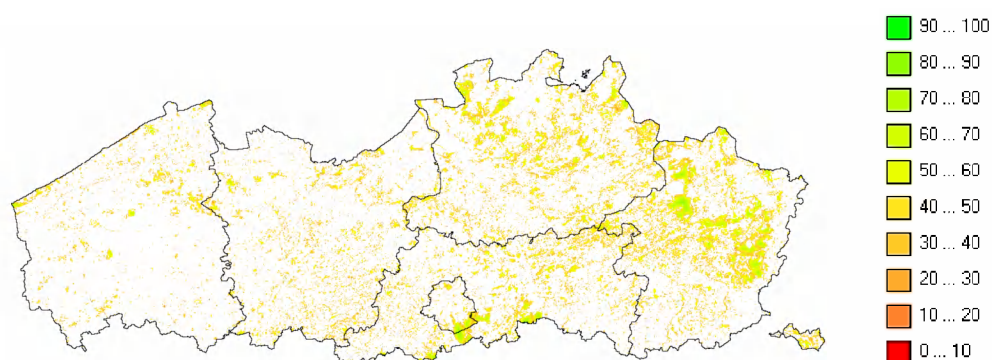
Deze positieve ervaringen die de mens in de natuur doormaakt, kunnen er voor zorgen dat men een positieve relatie met de natuur heeft/opbouwt. Die positieve ervaringen kunnen zorgen voor een groter respect voor de natuur. (Miller J.R). Deze respectvolle houding tov de natuur hangt af van de natuurervaring die men beleeft bij de natuurgebonden recreatie en is sterk gekoppeld aan de vorm van recreatie. Dit maakt dat alle recreanten gebruikers zijn, maar niet ieder evenveel respect heeft voor deze dienst.

Recreatie heeft ook een negatieve impact op deze dienst. De aanwezigheid van de mens in de natuur is altijd een verstoring van het natuurlijk ecosysteem. De grootte-orde van verstoring wordt sterk bepaald door de recreatievorm. Recreatievormen met een hoge graad van natuurbeleving zorgen in de meeste gevallen voor de minste verstoring

3. AANBOD VAN GROENE RUIMTE VOOR RECREATIE.

3.1. Algemeen aanbod van de groene ruimte

Om het aanbod van groene ruimte voor recreatie weer te geven gebruiken we resultaten uit het wetenschappelijk rapport 'Landgebruik in Vlaanderen' (MIRA 2009 en NARA 2009). Onder de noemer 'groene ruimte' vallen in deze studie volgende gebieden: bos (inclusief parken), heide, moeras, kustduin, slik en schor, graslanden in natuurbeheer en met biologische waarde en landbouwgronden waarop natuurdoelen worden gerealiseerd, zoals de aanleg van kleine landschapelementen of de bescherming van weidevogels (NARA 2009). Deze groene ruimte is niet voor 100 % toegankelijk.



Figuur 7.2: Oppervlakte groene ruimte in Vlaanderen in 2005 (Dumortier 2009, (%))

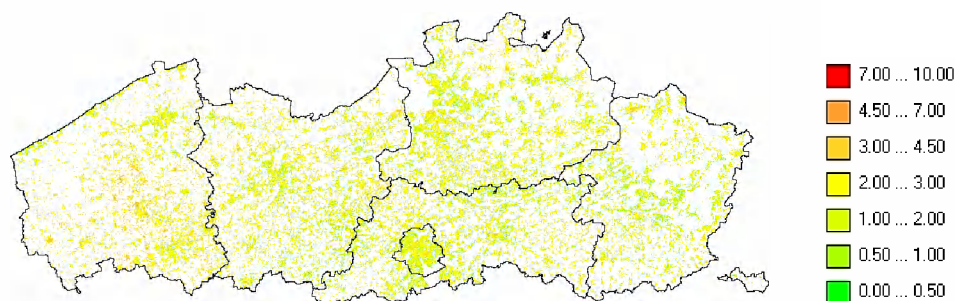
Uit deze kaart (Fig. 7.2) blijkt het aanbod aan groene ruimte het meest beperkt in de arrondissementen Roeselare (1.2%) en Kortrijk (3.5%). De arrondissementen Maaseik (31.4%), Hasselt (28.6%) en Turnhout (23%) hebben de meeste groene ruimte.

3.2. Nabijheid van de aangeboden groene ruimte

De nabijheid van groene ruimte ten opzichte van de woonplaats is bepalend voor de gebruiksfrequentie. Uit onderzoek weten we dat mensen meer in het groen gaan wandelen, als dit dichterbij is (Beyts en Pickery, 2006) en de weg naar deze groene ruimte aantrekkelijk en veilig is (Thompson, 2008, Sugiyama et al., 2009)

Om nu te weten wat dit aanbod betekent voor de inwoners van Vlaanderen, maken we gebruik van de kaart 'nabijheid van de groene ruimte voor de bebouwde ruimte' in Vlaanderen (Fig. 7.3).

In de kaart 'nabijheid van de groene ruimte voor de bebouwde ruimte' worden de cellen waar wonen de belangrijkste functie is, ingekleurd in functie van de afstand tot groene ruimte. Deze kaart toont aan dat groene ruimte gemiddeld op een afstand van 484 m ligt van bebouwde ruimte in Vlaanderen. De gemiddelde afstand tot de groene ruimte is het hoogst in de arrondissementen Roeselare (989 m) en Diksmuide (940m) en het laagst in Hasselt (301 m).



Figuur 7.3: Nabijheid van groen tot woonst (km), (Dumortier 2009 EN NARA 2009, 2009) resolutie 150 x 150 m²

De kaart maakt echter niet duidelijk hoe groot de oppervlakte groene ruimte is en of deze geschikt is voor recreatie. Om dit zichtbaar te kunnen maken zou je eerst de minimale oppervlakte groene ruimte moeten vastgelegd die recreatie mogelijk maakt. Dit hangt natuurlijk van de vorm van recreatie af.

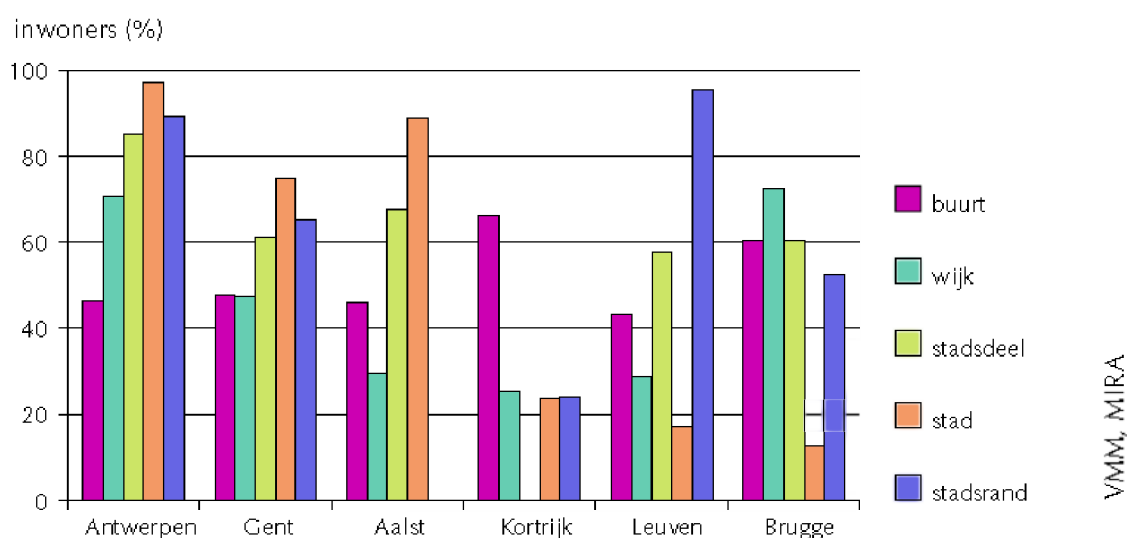
In het MIRA-S 2000 werden suggesties gedaan voor maximale afstanden voor de bereikbaarheid van groene ruimte voor stedelingen. Daar de afstand die men bereid is af te leggen afhangt van de oppervlakte groene ruimte werden er niveaus van groene ruimtes met bijhorende oppervlakte gedefinieerd. Voor het bepalen van de oppervlakte werd nog een verder verdeling gemaakt in formeel en informeel groen. Met formeel groen bedoeld men het groen dat specifiek werd ingericht voor recreatief gebruik (bv. met wandelpaden, bankjes, informatiepanelen, ...). Bij informeel groen is dit niet het geval. (www.milieurapport.be)

Het buurtgroen dat voor iedereen binnen de 400 meter beschikbaar zou moeten zijn, heeft al een zekere sociaalrecreatieve functie. Het zijn de plekken waar men terecht kan voor een kort rustgevend verblijf in het groen (Van Herzele 2004)

Tabel 7.1: Afstandcriteria en oppervlakte voor verschillende functiegebieden (Van Herzele 2004)

Oppervlakte informele groene ruimte (ha)	Oppervlakte formele groene ruimte (ha)	Invloedsfeer (afstand in m)	Niveau
0.5-10	0.5-5	0-400	Buurt
10-30	5-10	400-800	Wijk
30-60	10-60	800-1600	Stadsdeel
60-200	60-200	1600-3200	Stad
200-300	200-300	3200-5000	Stadsrand

Voor zes Vlaamse steden werd dit onderzoek uitgevoerd. Uit figuur 7.4 blijken er op alle niveaus tekorten te zijn aan groene ruimte voor een groot deel van de stedelingen.



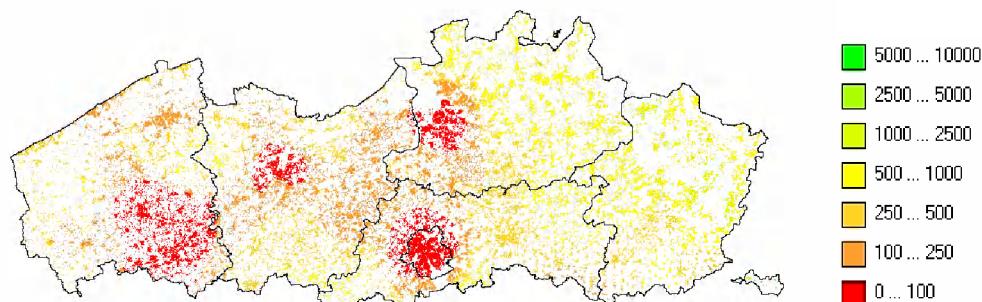
Figuur 7.4: Percentage van het aantal inwoners in de 6 Vlaamse steden die toegang hebben tot de verschillende niveau van groen in de stad. (Van Herzele & Wiedemann, 2003)

3.3. Beschikbare oppervlakte groene ruimte voor recreatie per persoon

Afhankelijk van de bevolkingsdichtheid verschilt het aanbod (m²) aan groene ruimte per inwoner.

In kaartje 5 worden de cellen waar wonen de belangrijkste landgebruiksfunctie is, ingekleurd op basis van de oppervlakte groene open ruimte per inwoner binnen een straal van 10 km van dit hok. Hierdoor wordt de beschikbare oppervlakte groene ruimte (in m²) op 10 km afstand per inwoner voorgesteld. Zo kan men zien dat de beschikbare oppervlakte groene ruimte per inwoner in stedelijke gebieden veel lager ligt.

Ook het zuidoosten van West-Vlaanderen is rood ingekleurd. Dit is echter niet zozeer te wijten aan de hoge bevolkingsdichtheid, maar vooral aan de minimale aanwezigheid van groene ruimte, zoals reeds in kaart 1 werd voorgesteld.



Figuur 7.5: Oppervlakte aan groene ruimte per inwoner (in m²/inwoner), (Dumortier 2009)

Waar figuur 7.3 ons de nabijheid van natuur ten opzichten van de woongebieden aangeeft, geeft figuur 7.5 de grootteorde van bewoners aan waarmee we dit publiek goed delen. Hoe lager het aantal m²/inwoner groene ruimte is, hoe meer mensen potentieel deze groene ruimte gebruiken. Als het aantal mensen die eenzelfde groene ruimte gebruiken zeer hoog ligt, kan dit leiden tot een kwaliteitsverlies van natuurbeleving voor recreatie en een verhoogde druk op de groene ruimte. De oppervlakte aan groene ruimte per inwoner is op die manier ook een maat voor de druk (MIRA 2009 en NARA 2009). De druk van de omliggende bevolking op de groene ruimte is anderzijds ook sterk afhankelijk van de recreatievorm die op deze ruimte worden uitgevoerd

4. VRAAG NAAR GROENE RUIMTE VOOR RECREATIE.

Wandelen aan langs de rivier, fietsen in het bos, motorcrossen in het veld zijn enkel mogelijk als de geschikte ruimte voorhanden is. De ontwikkeling van de zogenoemde 'recreatiemaatschappij' en een toenemende vraag naar verschillende vormen van recreatie is zichtbaar vanaf 1960 over heel Europa. (Pröbstl, 2009). Klassieke manieren van natuurgebonden recreatie zoals wandelen en hengelen zijn nog steeds populair. Maar de ontwikkeling naar avontuurlijke, sportieve, soms competitieve en uitdagende recreatievormen waarbij de natuur meer als decor fungeert is duidelijk in de lift. Extreme vormen daarvan zijn elasticspringen, crossen met quads, canicross,.. Hier wordt de groene ruimte meer als decor gezien. Maar ook bij recreatievormen zoals nordic walking, joggen, geocaching mountainbiking, auto- en motortochten staat voornamelijk het visuele aspect van de groene omgeving centraal en worden anderen kwaliteiten zoals stilte, geuren, biodiversiteit en natuurbeleving op de achtergrond geschoven. Daarnaast zijn er ook recreatievormen waar sport gecombineerd wordt met natuurbeleving zoals klimmen en speleologie. Vele nieuwe vormen van natuurgebonden recreatie brengen nieuwe materiële behoeften met zich mee en dit zowel op vlak van de infrastructuur als op vlak van de uitrusting.

Door de verschillende vormen en populariteit van natuurgebonden recreaties op te sommen geven we een overzicht van het gebruik van de ecosysteemdienst 'groene ruimte voor recreatie'.

Op basis van zes kenmerken: mate van natuurbeleving, nood aan afgebakende zones, sportief karakter, gebruik van gemotoriseerde voertuigen, focus op jagen en verzamelen en de duur van de activiteit worden volgende zes recreatietypes onderscheiden: zachte recreatie, zachte recreatie in speciale zone, sportieve recreatie, hoogdynamische recreatie, natuurgebonden toerisme en consumptieve recreatie. Afhankelijk van de recreatievorm zijn verschillende kenmerken van de

groene ruimte belangrijk. In tabel 2 trachten we op basis van expert kennis een eerste overzicht te geven omtrent het belang van de biodiversiteit en het landschap voor de betreffende recreatievorm en de noodzaak van de geschikte infrastructuur hiervoor.

Deze tabel toont aan dat de rol van biodiversiteit voor de recreanten meestal ondergeschikt is. De rol van een kwalitatief landschap is daarentegen wel belangrijk voor de meeste recreatievormen.



Foto 7.1: Paintball is een recreatievorm waar de natuur als decor gebruikt wordt. Voor deze sport heeft men een aangepaste uitrusting nodig.

Tabel 7.2: Rol van biodiversiteit, landschap en infrastructuur voor verschillende vormen van Natuurgebonden recreatie, alsook mogelijke indicatoren om de recreatievormen te kwantificeren (0:niet, +:zwak, ++:matig, +++:belangrijk, ++++: zeer belangrijk)

Baten : Natuurgebonden recreatie	Rol van biodiversiteit	Rol van landschap	Rol van infrastructuur
zachte recreatie			
wandelen	+	+++	++
fietsen	0	+++	+++
nordic walking	0	+++	+++
schilderen	+++	++++	+
spelen	0	++	+
natuurfotografie	+++	++++	+
observeren van vogels	++++	++	+
(zachte) recreatie in speciale zone			
tuinieren	0	++	++
golven	0	+++	++++
naturisme	+	+++	++
spelen in speelzones en speeltuinen	0	++	++
zonnebaden	0	++	++
picknicken	0	+++	++
boerengolf	0	++	++
kamperen	+	+++	++++
paintball schooting	0	+	++++
sportieve recreatie			
paardrijden	0	+++	+++
mountainbiken	0	+++	+++
klimmen	+	++++	++++
rolschaatsen	0	++	+++
lopen	0	++	+++
hoogdynamische recreatie met gebruik van gemotoriseerde voertuigen			
autotouren	0	+++	++++
motortouren	0	+++	++++
quads	0	+	++++
autocross	0	+	++++
motorcross	0	+	++++
consumptieve recreatie			
hengelen			
jagen	++	+++	++
verzamelen van paddestoelen en bessen	+++	+++	+
	+++	+++	+

Natuurgebonden toerisme			
Plattelandstoerisme	++	++++	++++
Natuurtoerisme	++++	++++	++

5. BELANGHEBBENDEN VAN NATUURGEBONDEN RECREATIE

Hier is getracht om aan de hand van een opsomming een overzicht te geven van de voornaamste belanghebbenden of stakeholders inzake natuurgebonden recreatie.

5.1. Gebruikers

Met 'recreant' bedoelen we een beoefenaar van elke vorm van recreatie in de natuur, individueel of in een vereniging (buitensportvereniging, jeugdvereniging, natuurvereniging)

5.2. Instanties die instaan voor het voorzien van deze diensten

Openbare diensten:

- Gemeenten
- Ministerie van Leefmilieu, Natuur en Energie
- Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken (voorzien in infrastructuur zoals de aanleg van fietspaden, fietsknooppunten, wandelpaden...),
- Ministerie van Wonen en Ruimtelijke Ordening
- Toeristische informatiediensten en natuurgidsen
- Provinciale domeinen
- Sport: Bloso, Sporta ...

Vzw's/ngo's:

- Clubs: wandelclubs, wielclubs, golfclub, ruitclubs, natuurverenigingen
- Organisatoren van wedstrijden van natuurgebonden recreatie: veldloop, motorcross, veldrijden...
- Natuurgebonden attracties: kinderboerderij, speeltuinen , dierentuinen...

Private diensten (vooral kmo's en zelfstandigen):

- Producenten en verkopers van verschillende producten die nodig zijn voor buitenactiviteiten: fietsen, mountainbikes, rolschaatsen, golfuitrusting, paarden, loopgerief, natuurgidsen, wandel-, fietsgidsen en kaarten, kampeermateriaal.....
- Producenten en verkopers van verschillende producten die geliefd zijn bij recreanten in de natuur: hoeveproducten en lokale producten
- Verzekeraars van buitensportverenigingen
- Horecazaken die inkomsten halen uit natuurgebonden recreatie
- Arbeidsplaatsen in Natuurgebonden attracties: kinderboerderij, speeltuinen ,golfterreinen.....
- Plattelandstoerisme: hotels, kamerverhuur, campings

- Golfterreinen

6. INTERACTIE TUSSEN GROENE RUIMTE EN NATUURGEBONDEN RECREATIE.

6.1. De positieve gevolgen van natuurgebonden recreatie voor de mens.

Mensen verkiezen vaak de natuur als omgeving waar ze wensen te vertoeven tijdens hun vrije tijd. Dit toont duidelijk aan dat ze door deze omgeving aangetrokken worden. De natuur is een ruimte waar er stilte aanwezig is en vormt op die manier een bron van rust en ontspanning. Andere aspecten van de natuur zoals, geuren, vogelgezang, natuurlijk licht, zuivere lucht en mooie landschappen dragen tot dit rustgevoel bij. Dit maakt dat natuur vaak gezien wordt als een plaats om te relaxen, te ontstressen of te herstellen.

Het proces dat verantwoordelijk wordt geacht voor de positieve effecten van natuur op herstel van stress werd door Ulrich, (1983) als het 'psycho-evolutionaire model' benoemd. Het psycho-evolutionaire model neemt de schoonheidsbeleving als uitgangspunt voor het verklaren van de gezondheidsbaten van natuur. Wanneer we een bepaalde omgeving mooi of aantrekkelijk vinden, houdt dit onze aandacht vast zonder het totaal in beslag te nemen. Hierdoor zouden negatieve gedachten geblokkeerd of gereduceerd worden, waardoor we tot rust komen.

Uit onderzoek van Kaplan & Kaplan (1989) blijkt dat een teveel aan gerichte aandacht leidt tot wat ze 'gerichte-aandachtsmoeheid' noemen. De kenmerken hiervan zijn: impulsief gedrag, onrust, irritatie en moeite met concentreren. Zij gaan ervan uit dat in een omgeving waarin je aandacht onwillekeurig wordt gescherpt, je gerichte aandacht de gelegenheid krijgt om even tot rust te komen. We hebben het dan over een omgeving die de mens fascineert. De fascinatie die van de natuur uitgaat, werkt helend en biedt een tegengewicht voor gerichte-aandachtsmoeheid. Voor wie mentale verfrissing zoekt, zou volgens Kaplan & Kaplan (1989) de natuur de meest aangewezen bron kunnen zijn. De positieve uitwerking van de natuur op de mens maken dat zij de natuur als 'de helende omgeving' benoemen.



Foto 7.2: Dit mooie landschap kan men volgens Kaplan & Kaplan (1989) als helende omgeving omschrijven (www.wandelgidszuidlimburg.com)

Daarnaast zijn de positieve effecten die lichaamsbeweging op de fysische en geestelijke gezondheid heeft ook van toepassing bij de meeste natuurgebonden activiteiten. Steeds meer internationale studies tonen deze grote positieve effecten aan (Tyrväinen et al. 2005, Ward Thompson 2007). Ook in Vlaanderen waar het Steunpunt Sport, Beweging en Gezondheid onderzoek hieromtrent uitvoerde, werd aangetoond dat de verschillen in de actieve vrijetijdsbesteding geassocieerd zijn aan de verschillen in fysieke fitheid en gezondheid (Matton e.a. 2006). Daarnaast heeft ook de omgeving waar er aan lichaamsbeweging gedaan wordt invloed op de recreant. Volgens Pennebaker en Lightner (1980) is de bewegingsomgeving bepalend voor de lichamelijke inspanning en is de aanwezigheid van een aantrekkelijke, natuurlijke omgeving een belangrijk voordeel voor de effectiviteit van de beweging. Ook de tijd die men aan de buitenactiviteit besteedt, wordt mede bepaald door de omgeving. Een aantrekkelijke omgeving nodigt volgens Ulrich (1983) namelijk uit om er langer naar te kijken of er langer activiteiten in te ondernemen die op die manier het welzijn bevorderen.

Ook voor kinderen is de relatie met de natuur bepalend voor hun ontwikkeling. Uit Nederlands onderzoek blijkt dat kinderen tussen 4-12 jaar veel behoefte hebben aan fantasiespel (Karsten, 1998) en hierdoor behoeften hebben aan trapveldjes, niet-ingerichte rommellandjes, bouwplaatsen en avontuurlijke speelruimtes (Van Andel, 1985). De esthetische waarde van natuur is voor hen van weinig belang (Vandenberg, 2001). Ook Taylor et al. (2001) stelde vast dat groene buitenruimte creatief spel bevordert, de interactie tussen kinderen en volwassenen stimuleert en de symptomen van de aandachtstekort/hyperactiviteitstoornis (ADHD) vermindert. Ook de cognitieve ontwikkeling van kinderen zou verbeteren bij een hogere blootstelling aan natuurlijke omgevingen door het verbeteren van hun bewustzijn, redeneren en observationele vaardigheden (Pyle 2002). Kinderen die regelmatig spelen in een natuurlijke omgeving tonen ook meer geavanceerde motoriek, waaronder de coördinatie, het evenwicht en behendigheid en ze zijn minder vaak ziek (Fjortoft & Sageie 2001).

Ook naar de toekomst toe zijn positieve kinderervaringen met de natuur bepalend voor het ontwikkelen van een milieubewuste en –verantwoordelijke houding (Wells and Lekies 2006). Op die

manier is het zowel voor het individu als voor de natuur belangrijk om als kind positieve ervaringen in de natuur op te doen.

6.2. De positieve gevolgen van natuurgebonden recreatie op de natuur.

Het sociaal draagvlak voor natuurbehoud omvat de houding en het gedrag van niet georganiseerde burgers (Bogaert et al .2003). De grootte van dit draagvlak wordt mede bepaald door milieubewuste recreanten. Via deze weg kan recreatie in de natuur positief bijdrage tot uitbreiding van het sociaal draagvlak voor natuurbehoud.

Milieubewust zijn leidt echter niet automatisch naar een duurzaam gedrag. Onderzoek van Lollmuuss en Ageyman (2002) naar duurzaam gedrag tonen aan dat er zowel externe (institutionele, economische en sociaal-culturele) factoren hier een invloed hebben als ook interne factoren (motivatie, milieukennis, persoonlijke waarden, houding, milieubewust zijn, emotionele betrokkenheid, en de overtuiging dat zijn persoonlijk gedrag een verschil maakt). Ander onderzoek (Weels en Lekies, 2006) beklemtoont het belang van positieve kindservaringen in de natuur. Als men namelijk als kind regelmatig op een positieve manier met de wilde natuur in contact komt (kamperen, maken van tochten en vissen), is de kans dat men als volwassenen milieubewuster zal leven duidelijk groter.

Hieruit zou men kunnen besluiten dat het zowel voor de toekomstige generatie als ook voor de toekomst voor de natuur loont om het contact tussen de natuur en het kind te verbeteren/herstellen. Dit geldt voornamelijk voor kinderen die vanwege hun woon-, en schoolomgeving, hun opvoeding en het verkeer weinig/geen kansen krijgen om ervaringen in de natuur op te doen.

De leden van natuurverenigingen kunnen gezien worden als mensen die zich regelmatig in de natuur recreëren en die dit doen met respect voor de natuur. Daarom worden ze als indicator gebruikt voor het middenveld draagvlak voor natuur in Vlaanderen (Natuurindicatoren, 2008). In 2007 waren er 2.85 % van het aantal huishoudens in Vlaanderen lid bij een natuurvereniging. Dit is eerder een klein percentage van de Vlamingen. Maar behalve leden van natuurverenigingen kan men mensen die regelmatig aan zachte recreatie doen ook rekenen bij de groep van mensen die het behoud van groene ruimte (zeer) belangrijk vinden en op die manier het maatschappelijk draagvlak vertegenwoordigen (Natuurindicatoren, 2008). Op basis van het onderzoek uitgevoerd door de Studiedienst van de Vlaamse gemeenschap (2009) gaan 12.9 % van de Vlamingen meerdere keren per maand wandelen en 9.4 % een keer per maand (Fig. 7.9). Deze cijfers liggen in de lijn van de resultaten van het Belgische tijdbudgetonderzoek waar men vaststelde dat 13.3 % van de bevolking regelmatig gaat wandelen.

Onderzoek toont aan dat de nabijheid van groene ruimte de frequentie van natuurbezoek verhoogt. (Thompson and Travlou , 2009) Hierdoor zullen ook de positieve gevolgen verhoogd worden en mag men ervan uitgaan dat dit ook het respect voor de natuur en het begrip van natuurbehoud verhoogt (Miller, 2005) . Dit zou betekenen dat het dichterbij brengen van natuur het middenveld draagvlak voor natuur in Vlaanderen zou doen stijgen.

6.3. De negatieve gevolgen van natuurgebonden recreatie op de natuur

De intensiteit van het gebruik van de natuur voor recreatie heeft impact op de natuur. Op basis van de bevolkingsdichtheid in de buurt van groene ruimte zou men de potentiële druk kunnen karteren, gebruikmakend van de gegevens van figuur 7.5. Voor de opmaak zou men enkel de cellen waar groene ruimte de hoofdeigenschap is moeten inkleuren in functie van het aantal mensen die er wonen op een afstand van 10 km. Deze kaart zou dan weergeven welke groene ruimtes onder potentiële druk van de mens staan door de hoge bevolkingsdichtheid in een straal van 10 km.

De impact op de groene ruimte door de aanwezigheid van de mens wordt anderzijds ook bepaald door de betreffende recreatievorm. Een studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB, 2009) ging de intensiteit van de verstoring per recreatietype na. Deze werd ingeschat op basis van de geluidsproductie, de onvoorspelbaarheid en de verblijfsduur van de recreanten (Tab. 3). Er zijn verschillen tussen de inherent verstoring door de verschillende types recreatief gebruik, maar logischerwijs houden deze verschillen ook verband met het gedrag van bepaalde gebruikers. De keuze van aangepaste infrastructuur, sensibilisering en handhaving kan in een aantal gevallen mogelijkheden bieden om de verstoring te reduceren (ANB, 2009).

Tabel 7.3: Verstoringgraad per recreatietypes (ANB, 2009)

Verstoring recreatietypes	Geluidsproductie (1)	Onvoorspelbaarheid (2)	Verblijfsduur (3)	Som (1-2-3)	Integrale Impact verstoring	Bodem verstoring
Recreatievorm						
Wandelaars	4	..	.
Joggers	5	..	.
Honden aan de leiband	6
Loslopende honden	8
Fietsers	4	..	.
Mountainbikers	5
Ruiters	6
Gespannen honden	7
Gespannen andere dieren (paarden)	6
Speciale zones						
Speelzone	9
Hondenzone	9
Bivakzone	7
Picknickplaats	6
Vrij toegankelijke zone						

Ligweide	6
Picknickweide	6
Struinnatuur	7
Occasionele en/of risicovolle activiteiten						
Wandeltochten	8
Oriëntatiesport	9
Avonturentocht	8
Geocaching	6
Loopwedstrijd	9
Wielervedstrijd (mountainbike, cyclocross)	9
Quad, motorcross, 4x4	8

	Geluidsproductie	Onvoorspelbaarheid	Verblijfsduur	Bodemverstoring
....	zeer hoog	zeer hoog	zeer lang	zeer hoog
...	hoog	hoog	lang	hoog
..	matig	matig	matig	matig
.	gering	gering	gering	gering
	geen	nul	verwaarloosbaar	geen

Som Verstoring (1+2+3)	Integrale impact verstoring
>= 8 = zeer hoog
6, 7	... = hoog
4, 5	.. = matig

Deze tabel toont aan dat een beperkt aantal recreatievormen in natuurgebieden slechts een matige druk uitoefent op de natuur. De andere recreatievormen beoefenen alle een grote tot zeer grote druk uit op de natuur. Vooral occasionele en/of risicovolle activiteiten zijn volgens deze studie de boosdoeners voor de natuur (ANB, 2009). In deze studie werd specifiek de druk van recreatie op bos en natuurgebieden onderzocht. De impact die deze recreatievormen uitoefenen op andere open groene ruimte, waarvan de ecologische kwaliteit lager ligt, zal waarschijnlijk beperkter zijn omdat er minder gevoelige soorten leven..

7. VOORBEELDEN VAN HET GEBRUIK VAN GROENE RUIMTE VOOR RECREATIE IN VLAANDEREN

7.1. Groene ruimte voor plattelandstoerisme

Aan de hand van de regio's die mensen opzoeken als ze er de hele dag of zelfs meerdere dagen op uit trekken, kan men de populaire groene ruimte voor recreatie afleiden. Klantenonderzoek uitgevoerd door Vzw Plattelandstoerisme in Vlaanderen geeft verschillende redenen aan waarom bepaalde regio's bezocht worden op een grotere afstand van huis.

Voor dit onderzoek werd gebruik gemaakt van enquêtes die via de logiesgelegenheden verdeeld werden over de verschillende provincies met als resultaat een steekproef van n=3136 respondenten.

Met uitzondering van de twintigers, zijn alle leeftijdscategorieën goed vertegenwoordigd in het cliënteel van het plattelandstoerisme. Dertigers, veertigers en vijftigers vertegenwoordigen elk ongeveer één vierde van de cliënteel. Zestigplussers zijn goed voor bijna één vijfde. De gemiddelde leeftijd bedraagt 47 jaar (Responsgraad van het Klantenonderzoek Plattelandstoerisme 2004)

Uit dit onderzoek blijkt dat het landschap en de natuurrijke, groene omgeving (Tab. 7.4) de meest positieve herinneringen achterlaten bij de plattelandstoeristen. Meer dan de helft van de respondenten (56,4%) verwijst hiernaar. Een ander dominant thema, dat hier nauw bij aansluit, is de rust en de stilte die men op het platteland kan vinden (43,8%).

De goede fiets- en wandelmogelijkheden worden eveneens door bijna een derde van de respondenten spontaan vermeld als troeven van de bezochte regio. Aangezien er meer fietsvakanties worden ondernomen dan wandelvakanties, is het niet verwonderlijk dat de fietsmogelijkheden ook het vaakst worden vermeld.

Ook de plaatselijke sfeer blijkt belangrijk. Vooral de gastvrijheid en de vriendelijkheid van de mensen is veel klanten bijgebleven. Kindvriendelijkheid werd enkel door 4% van de bevroagde vermeld alhoewel er bij meer dan 4 op de 10 reisgezelschappen kinderen aanwezig zijn. Anderzijds zijn de positieve elementen die hoofdzakelijk werden aangegeven ook voor kinderen attractief.

Tabel 7.4: Positieve elementen van de regio als vakantiebestemming, spontaan aangehaald door verblijfstoeristen op het Vlaamse platteland (meerdere antwoorden mogelijk, in % van de respondenten), (Klantenonderzoek Plattelandstoerisme 2004)

Positieve elementen	%
Landschap, natuur	56,4
Rust	43,8
Sfeer, gastvrijheid, dorp	31,3
Fietsen en wandelen	30,8
Culturele facetten van de streek	16,7
Logiesaccommodatie	12,8
Ligging	12,6
Gastronomie, streek-producten	11,1
Landbouwactiviteiten, dieren	2,8

Ruim aanbod aan horeca	2,2
Overig toeristisch-recreatief aanbod, vb. pretparken, attracties, provinciale domeinen, sportfaciliteiten...	8,0
Slecht weer garantie	0,6
Aantal ondervraagden	3135

Ook de negatieve ervaringen van een verblijf op het platteland werden opgesomd. In deze tabel zien we dat daar het aantal klanten met negatieve elementen veel lager ligt ten opzichte van de positieve elementen. Deze elementen zou men in twee groepen kunnen opdelen: enerzijds een tekort aan verwachte infrastructuur: slechte bewegwijzering, wegen van slechte kwaliteit, problemen met wandel- en fietsinfrastructuur, onvoldoende horeca en winkelaanbod. Anderzijds zijn er ook elementen die maken dat men de verwachte kwaliteiten van het platteland niet ten volle kan genieten: drukke wegen, veel verkeer, te druk, te veel volk, geluidsoverlast, storende elementen in het landschap.

Tabel 7.5: Negatieve elementen van de regio als vakantiebestemming, spontaan aangehaald door verblijfstoeristen op het Vlaamse platteland (meerdere antwoorden mogelijk, in % van de respondenten, n=3135), Klantenonderzoek Plattelandstoerisme 2004

Negatieve elementen	%
Verkeers- en mobiliteitsproblemen	9,9
Problemen met wandel- en fietsinfrastructuur	9,5
Slecht weer (regen, wind)	6,9
Onvoldoende horeca- en winkelaanbod	5,5
Te druk, niet rustig genoeg	2,9
Onvoldoende aanbod bezienswaardigheden en ontspanning	2,7
Storende elementen in landschap	2,0
Plattlandsgebonden hinder	2,0
Te duur (overnachting, bezienswaardigheden...)	2,0
Geen antwoord	60,2
Aantal ondervraagden	3135

De antwoorden van de toeristen in de verschillende provincies werden voor deze studie samengevoegd. Dit maakt dat de resultaten van deze studie niet gebruikt kunnen worden om de favoriete Vlaamse landschappen voor recreatie te bepalen.

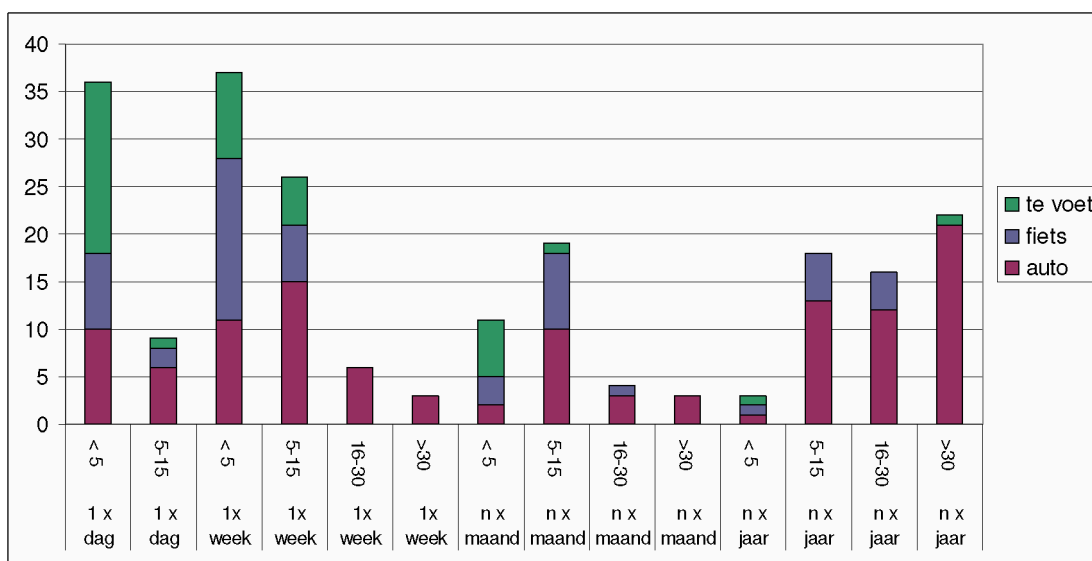
7.2. Groene ruimte voor wandelen

Door te gaan wandelen in de natuur maken we gebruik van de ESD 'groene ruimte' en genieten we op verschillende manieren van de positieve effecten die de groene ruimte ons laat ervaren.

Aan de hand van drie studie die gebruikmaken van enquêtes proberen we een beeld te maken van het wandelgedrag van de Vlaming

Een evaluatiestudie inzake het recreatief gebruik van de bossen van Westerlo, Herselt en Laakdal

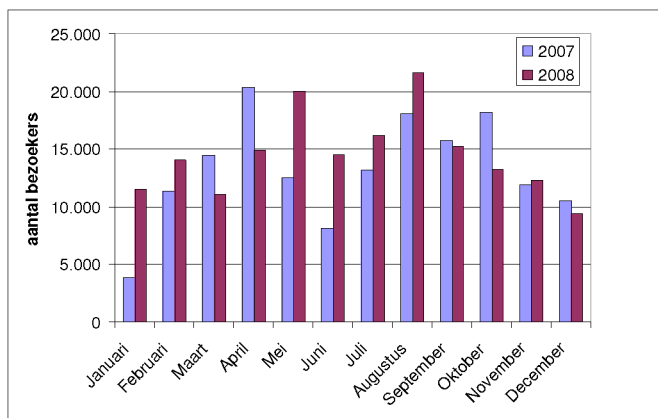
Deze evaluatiestudie geeft op basis van 220 gestructureerde interviews een beeld van de wandelaars in dit gebied (Grieten,2007). Figuur 7.6 toont aan dat de meeste mensen vanuit de buurt komen en ook regelmatig het gebied bezoeken (dagelijks tot wekelijks). De meeste van deze mensen komen te voet naar hier, maar de auto of de fiets worden ook regelmatig gebruikt. Mensen die iets verder wonen (5-15 km) komen eerder wekelijks, meermaal per maand of meermaals per jaar en gebruiken hiervoor meestal de auto en in mindere mate de fiets. Mensen die van nog verder komen (> 16 km), komen slechts enkele keren per jaar. Dit is ook de kleinste bezoekersgroep (24%). Deze resultaten tonen aan dat de nabijheid tot dit wandelgebied bepalend is om de frequentie te verklaren.



Figuur 7.6: Aantal wandelaars, afstand van wandelgebied tot thuis, vervoersmiddel om tot gebied te komen in functie van de frequentie van bezoek (Grieten,2007).

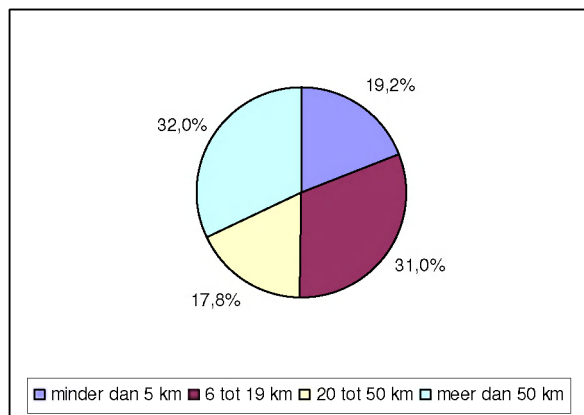
Wandelresultaten van het Nationaal Park Hoge Kempen

Uit deze resultaten weten we dat dit wandelgebied, met een oppervlakte van bijna 6000ha, 174.115 bezoekers had in 2008 (Projectbureau Nationaal Park Hoge Kempen, 2009). Dit is een toename van 10 % ten opzichte van het aantal bezoekers in 2007. Figuur 7.7 toont aan dat de verdeling van de bezoekersaantal zich niet concentreert in de zomermaanden, maar over het gehele jaar gespreid is.



Figuur 7.7: Bezoekersaantallen aan het Nationaal Park Hoge Kempen (Projectbureau Nationaal Park Hoge Kempen, 2009)

Gebruikmakend van een marktonderzoek van de economische impact van de wandelaars in het Nationaal Park Hoge Kempen is het mogelijk een beter beeld te geven van de wandelaars in dit gebied (M.A.S, 2009). In deze studie werd aan de hand van 550 beantwoorde enquêtes een overzicht gemaakt van door wie en hoe vaak het wandelgebied wordt bezocht en van wat men zoal spendeert



Figuur 7.8: Afstand die wandelaars afleggen om het Nationaal Park Hoge Kempen te bezoeken (M.A.S, 2009).

Figuur 7.8 laat zien dat ongeveer 50 % van de bezoekers meer dan 20 km en vele zelfs meer dan 50 km (32 % van de bevroagden) afleggen om dit gebied te bezoeken. 38% van de bevroagde wandelaars bezocht het wandelgebied in de onderzoeksperiode (maart 2008-februari 2009) voor het eerst.

Van de wandelaars die dit gebied reeds bezochten voor het een Nationaal park werd (52 % van de bevroagden), bezochten 29 % het park sindsdien frequenter. Naast persoonlijke redenen zoals meer tijd werd de verbeterde bewegwijzeringen en routes het vaakst vermeldt als belangrijkste reden hiervoor.

De jaarlijkse tellingen en het feit dat 38 % van de ondervraagden voor het eerst dit domein bezochten wijzen op een duidelijke toename van het bezoekersaantal. De belangrijkste reden voor het bezoek van dit park is volgens de antwoorden de prachtige natuur en de variatie van het wandelgebied, ook

de stilte wordt vaak vermeld (Tab. 7.7) . Deze gegevens samen met het feit dat 71 % van de bezoekers die dit gebied reeds langer bezoeken niet frequenter komen sinds het een natuurpark is, laat ons besluiten dat de toename van het aantal bezoekers enerzijds te maken heeft met de positieve berichtgevingen en publiciteit van dit wandelgebied, de goede paden en bewegwijzering en anderzijds door de aanwezigheid van mooie natuur en de rust.

Tabel 7.7: Redenen om in het wandelgebied te komen wandelen (N=590), (M.A.S, 2009).

	%
Totaal	100,0
Prachtige natuur / gevarieerd gebied	42,9
Rust	20,4
Wandelen / wandelgids / ...	10,1
Dichtbij	8,7
Arrangement (vakantieoogst, ...)	7,6
Activiteiten / faciliteiten (blotevoetepad, ...)	5,4
Een nieuwe ontdekking	4,2
Folder / brochure / artikel / internet / ...	4,1
Verblijf in de buurt	2,7
Op aanraden van vrienden / familie / ...	2,7
Uitstap	1,7
Ontspanning	1,2
Ander antwoord	11,9

Als we de resultaten van de twee studies vergelijken, zien we dat de afstand die afgelegd wordt voor een unieker gebied duidelijk groter is. Voor de bossen van Westerlo, Herselt en Laakdal leggen de meeste bezoekers (76 %) minder dan 16 km af om het gebied te bezoeken. Voor het Nationaal park 'Hoge Kempen' leggen de helft van de bezoekers minimaal 30 km af.

8. TRENDS

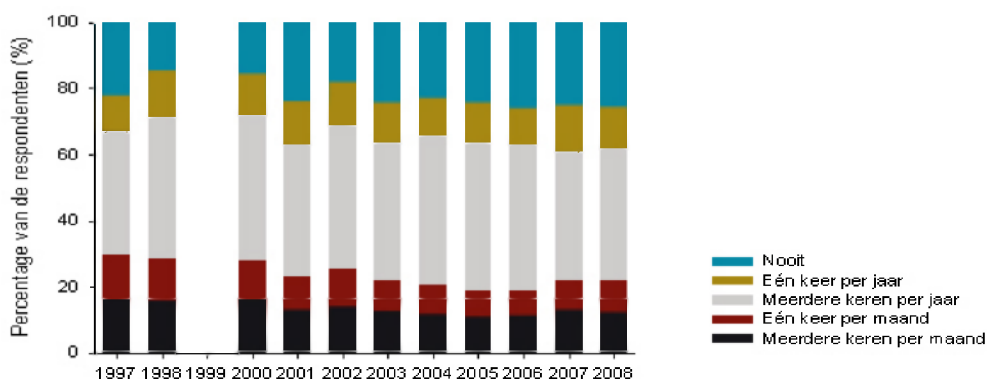
Het verhogen van het aanbod aan groene ruimte voor recreatie wordt door de Vlaamse regering gestimuleerd. Op 5 december 2008 keurde de Vlaamse Regering het ontwerpbesluit goed voor een nieuwe regelgeving rond toegankelijkheid van bossen en natuurreservaten. Door deze regelgeving wordt een grotere toegankelijkheid van natuur- en bosgebieden mogelijk.

Het Agentschap voor Natuur en Bos wil ervoor zorgen dat zoveel mogelijk mensen toegang krijgen tot natuur, bos en groen in Vlaanderen. Zelf stellen ze hun eigen domeinen zoveel mogelijk open voor publiek en zorgen voor een goede infrastructuur. Ook sporen ze de privaateigenaars aan om hun privébossen of -domeinen open te stellen. Erkende natuurreservaten kunnen sinds 1999 subsidies

ontvangen voor openstelling van het gebied en voor onthaal van bezoekers. Ook in privé-bossen wordt de openstelling gesubsidieerd.

De uitbreiding van de toegankelijkheid van natuur- en bosgebieden wordt in het MINA-plan gezien als een stimulerende maatregel die het maatschappelijk draagvlak vergroot.

Als we gaan kijken naar het wandelgedrag van de Vlaming over de laatste 10 jaar zien we dat hier de vraag niet is toegenomen. In het algemeen wordt er door de Vlaming minder gewandeld. Dit blijkt uit de jaarlijkse survey 'sociaal-culturele verschuivingen' uitgevoerd door de studiedienst van de Vlaamse Regering waar zowat 1500 Vlamingen gevraagd worden hoeveel keer ze jaarlijks bossen of natuurgebieden bezoeken (Fig. 7.9). 25 % van de Vlaming bezoekt nooit een bos en de meerderheid (40 %) gaat jaarlijks meermaals in een bos wandelen.



Figuur 7.9: Aantal keer dat de Vlaming zegt jaarlijks een natuur- of bosgebied te bezoeken
Bron: Natuurindicatoren

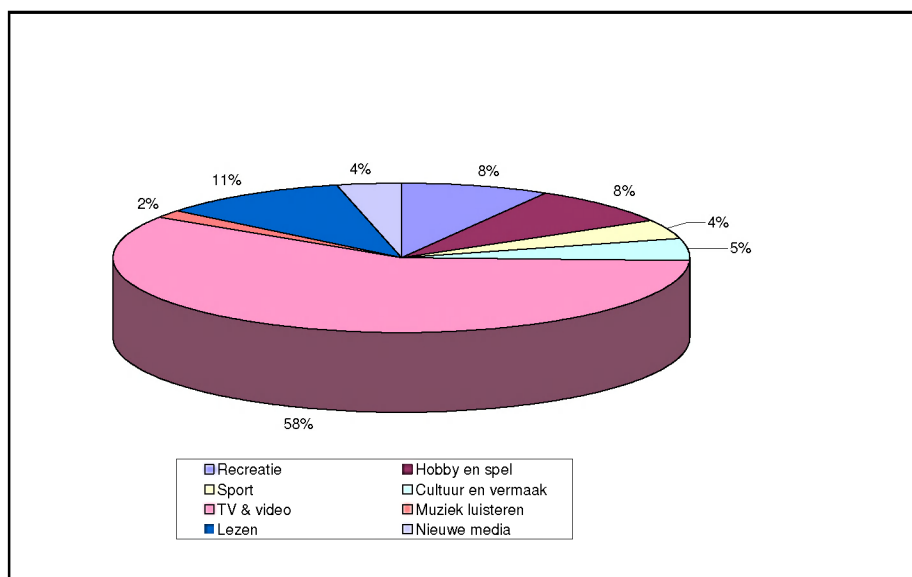
Een cross-sectionele analyse van de survey-gegevens toonde aan dat hoger opgeleide Vlamingen proportioneel regelmatig bos- en natuurgebieden bezoeken dan de lageropgeleiden. De helft van de Vlamingen zonder diploma of met enkel een diploma van het lager onderwijs zegt nooit een bos- of natuurgebied te bezoeken terwijl dit bij de universitaire slechts 8,7 % is. Dit kan ook gekoppeld zijn aan kindservaringen. Onderzoek in Schotland toonde een sterke relatie aan tussen frequentie van bezoek aan bossen en groene ruimte tijdens hun kindertijd en hun bereidheid tot bezoek van deze gebieden als volwassenen. Volwassenen die tijdens hun kindertijd niet naar het bos gingen, bezochten ook als volwassenen zeer weinig groene ruimtes. (Thompson, C. et al. 2008).

Ook de afstand van de groene ruimte tot de woonplaats heeft een invloed op het wandelgedrag. Het onderzoek van de Studiedienst van de Vlaamse regering toont ook aan dat het aanbod groen binnen een straal van 10 km vooral een invloed heeft op de frequentie van bezoeken. Er is een verschuiving van de categorieën 'meerdere keren per jaar' en 'een keer per maand' naar de categorie 'meerdere keren per maand' naarmate er meer groen in de omgeving is.

Daar de bezoekersgroep 'meerdere keren per jaar' de grootste groep is zou de aanwezigheid van een bos binnen de 10 km de frequentie van bosbezoek bij een grote groep mensen kunnen verhogen. Ook de evaluatiestudie inzake het recreatief gebruik van de bossen van Westerlo, Herselt en Laakdal toonde aan dat het bos voornamelijk bezocht wordt door wandelaars die op een afstand van maximum van 15 km wonen en dat de meeste mensen die het gebied meermaals per week bezoeken op minder dan 5km van het gebied wonen

Anderzijds blijft het bezoek aan een bos relatief laag als we het vergelijken met andere vrijetijdsactiviteiten van de Vlaming. Het groot aanbod van vrijetijdsactiviteiten voor het individu en voor het hele gezin, als ook het ruim TV en video aanbod maakt dat de Vlaming een grote keuze heeft wat hij/zij in hun vrije tijd kan doen.

Uit figuur 7.10 kunnen we afleiden dat de gemiddelde Belg zijn vrije tijd voornamelijk (58%) besteed aan het Tv-kijken en slechts 8 % van de vrije tijd voor recreatie gebruikt (Belgisch tijdsbudgetonderzoek). Onder recreatie vallen volgende activiteiten: wandelen met de hond, rondritten, toeristische uitstapjes, attractiepark, kermis, jaarmarkt, wandelen, golf, zwemmen, visserij, jacht.



Figuur 7.10: Procentuele verdeling van de vrijetijdsbesteding van de gemiddelde Belg gedurende 1 week (bron: Belgisch tijdsbudgetonderzoek)

Hieruit besluiten we volgende:

- Hoe unieker men een wandelgebied beschouwt hoe meer rijtijd en geld (vervoerskosten) men aan een bezoek te besteed (case Hoge Kempen).
- Hoe dichter een wandelgebied bij de woning gelegen is hoe frequenter mensen wandelen. Hoe frequenter mensen wandelen in het groen, hoe frequenter ze de positieve effecten van een verblijf in het groen ervaren
- Hoe lager de scholingsgraad van de Vlaming, des te hoger de kans dat hij nooit gaat wandelen in de natuur. We veronderstellen dat hierbij ook het gebrek aan ervaring van bosbezoek tijdens de kindertijd een invloed heeft op het bosbezoek bij de volwassenen. Hierover zijn in Vlaanderen echter geen gegevens beschikbaar.
- De gemiddelde Belg besteed 58% van zijn vrije tijd aan het kijken van TV of video.

9. VERDER ONDERZOEK

Om het duurzaam gebruik van de ecosysteemdienst 'groene ruimte voor recreatie' duidelijk te maken is het noodzakelijk om verder onderzoek uit te voeren. Hierbij stellen we volgende voor.

1. Het waarderen van de positieve effecten die de Vlaming ondervindt door het recreëren in groene ruimte, en dit per recreatievorm.
2. Nagaan of deze positieve effecten ook op alternatieve manier (niet door recreatie in groene ruimte) kunnen worden verkregen.
 - a. Voorbeeld 1: andere vormen van recreatie (schilderen, sporten, haken, naaien, knutselen, borduren, potten bakken, koken, ...)
 - b. Voorbeeld 2: integreren van meer buitenactiviteiten in dagelijkse gewoonten (zich zo veel mogelijk te voet of per fietst verplaatsen, zelf groenten en fruit kweken ...)
3. Negatieve gevolgen van recreatie per recreatievorm voor de groene ruimte in kaart brengen en de mogelijke maatregelen die hiervoor kunnen genomen worden om deze negatieve gevolgen te verminderen, formuleren.
4. Onderzoeken vanaf wanneer de gebruikersdichtheid een negatief effectief heeft op de recreatiewaarde van de groene ruimte
5. Onderzoeken vanaf wanneer de gebruikersdichtheid een negatief effectief heeft op de biodiversiteit van de groene ruimte
6. De interacties tussen de verschillende recreatievormen onderling en tussen de belanghebbenden onderzoeken.
7. Aan de hand van vermelde afstandcriteria/ oppervlakte criteria kaarten maken met het aanbod groene ruimte. Hieruit zou moeten blijken op welk niveau er groene ruimte voor de bewoners beschikbaar is en waar er een tekort aan groene ruimte is en op welk niveau.
8. Kaarten van de beschikbare groene ruimte per recreatietype.

10. LITERATUUR

- Agentschap voor Natuur en Bos (2009). Toetsingskader voor het gewenste recreatieve medegebruik in bossen en natuurgebieden in functie van de ecologische draagkracht. Eindrapport, uitgevoerd door Arcadis
- Bogaert D., & Cliquet A., (2003). Interne draagkracht en extern draagvlak voor natuurontwikkelingsmaatregelen en natuurbeheer : uitdagingen voor een terreinbeherende vereniging, in: *Natuur.focus*, 2(2): 64-71
- Beyts V. & Pickery, (2006). Bezoek aan natuur en bos gebieden. Nota van de Studiedienst van de Vlaamse Regering. Studiedienst van de Vlaamse Regering, Brussel
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009) *Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel.*
- Fjortoft, I (2001). The Natural Environment as a Playground for Children: The Impact of Outdoor Play Activities in Pre-Primary School Children. *Early Childhood Education Journal* 29(2), 111-117
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P., (2009). [Defining and classifying ecosystem services for decision making](#). *Ecological Economics*, 68(3): 643-653
- Glorieux I., G., Koelet S., Mestdag I., Minnen J., Moens M. & Vandeweyer J. (2006). *De 24 uur van Vlaanderen : het dagelijkse leven van minuut tot minuut*, Leuven : Lannoo Campus
- Grieten, K. (2007). Evaluatie inzake het recreatief gebruik van de bossen van Westerlo, Herselt en Laakdal, eindrapport. Opdrachtgever: Milieudienstbureau Aeolus Klantenonderzoek plattelands toerisme
- Kaplan, R. & Kaplan, S., 1989. *The experience of nature: a psychological perspective*. Cambridge University Press, New York
- Kollmuss A. & Agyeman J. (2002). Mind the Gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environmental Education Research*, Volume 8, Issue 3 , 239 - 260
- Matton L., Duvigneaud N., Wijndaele K., Philippaerts R., Duquet W., Beunen G., Claessens A.L., Thomis M. & Lefevre J. (2007). Secular trends in anthropometric characteristics, physical fitness, physical activity, and biological maturation in Flemish adolescents between 1969 and 2005. *Am. J. Hum. Biol.*, 19: 345-357.
- M.A.S. – Marktstudies op maat (2009), Marktonderzoek over de economische impact van de wandelaars in het Nationaal Park Hoge Kempen, eindrapport.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155pp.
- Miller J.R. (2005), Biodiversity conservation and the extinction of experience, *Trends in ecology and evolution*; Vol 20. issue 8 Aug, 430-434
- Natuurindicatoren, 2008. Draagvlak: Middenveld draagvlak: ledenaantallen van natuurverenigingen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. www.natuurindicatoren.be
- Natuurindicatoren, 2009. Draagvlak: Sociaal draagvlak: bezoeken aan bossen en natuurgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. www.natuurindicatoren.be
- Projectbureau Nationaal Park Hoge Kempen , Vzw Regionaal Landschap Kempen en Maasland (2009), *Wandelresultaten 2008 (met financiële steun van Agentschap voor natuur en bos en Lisom)*
- Pröbstl U., Elands B.H.M. & Wirth, V. (2009). *Forest recreation and nature tourism in Europe: context, history, and current situation*. In: *European Forest Recreation and Tourism: a Handbook* / Bell, S., Simpson, M., Tyrväinen, L., Sievänen, T., Pröbstl, U., . - London and New York : Taylor & Francis, 2009
- Pyle R., (2002). *Eden in a Vacant Lot: Special Places, Species and Kids in Community of Life*. In: *Children and Nature: Psychological, Sociocultural and Evolutionary Investigations*. Kahn, P.H. and Kellert, S.R. (eds) Cambridge: MIT Press
- Samuelson P.A. (1954). The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 36, No. 4., pp. 387-389.
- Sugiyama, T., Ward Thompson, C. , (2007), *Older people's health, outdoor activity and supportiveness of neighbourhood environments Landscape and Urban Planning* Volume 83, Issues 2-3, 168-175
- Taylor A.F., Kuo, F.E. & Sullivan, W.C. (2001). Coping with ADD: The surprising connection to green play settings. *Environment and Behavior*, 33(1), 54-77
- Thompson, C., Aspinall, P., & Montarino, A. (2008). The childhood factor: Adult visits to green places and the significance of childhood experiences. *Environment and Behavior*, 40(1), 111 – 143.
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. & de Vries, S. , (2005). Benefits and Uses of Urban Forests and Trees. In: K. Nilsson, T.B. Randrup and C.C. Konijnendijk (eds). *Urban Forests and Trees in Europe: A reference book*. Springer Verslag, 81-114
- Ulrich, R. S. (1983) 'Aesthetic and affective response to natural environment', in Altman, I. and Wohlwill, J. F. (eds) *Human Behaviour and Environment: Advances in Theory and Research*. Volume 6: Behaviour and the Natural Environment. New York, Plenum Press: 85 - 125.

Van Andel J. (1985). Woonomgeving en kinderen. Een onderzoek naar de invloed van ruimelijke kenmerken en veranderingen van de woonomgeving op kinderen van 6-12 jaar. Dessertatie Technische Hogeschool Eindhoven. Helmond: Wibro

Van den Berg A.E. & Van den Berg M.M.H.E. (2001). Van buiten word je beter: een essay over de relatie tussen natuur en gezondheid. Bijdrage bij jaarboek Alterra 2001

Van Herzele A. & Wiedermann T. (2003). A monitoring tool for accessible and attractive green spaces. *Landscape and Urban Planning* 63: 109-126

Wells N. M. & Lekies K. S. (2006), Pathways from Childhood Nature Experiences to Adult Environmentalism. *Children, Youth and Environments* 16 No. 1

Hoofdstuk VIII. Natuurlijke pestcontrole

Brecht De Meulenaer, Sander Jacobs (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

De voorbije eeuw is het landbouwlandschap in Vlaanderen zeer sterk veranderd. Schaalvergroting en het gebruik van kunstmest, onkruidverdelgers en pesticiden zorgden voor een sterke intensifiëring en een grotere opbrengst. Maar er gingen ook tal van elementen verloren zoals begroeide akkerranden, heggen, greppels, bomenrijen, etc. wat zorgde voor een sterke vereenvoudiging van het landschap en een verlies aan biodiversiteit. Biodiversiteit kan een belangrijke functie hebben bij de preventie van ziekten en plagen. Zo vormen akkerranden en braakliggende terreinen een belangrijk habitat voor tal van natuurlijke predatoren van voor gewassen schadelijke insecten. Functionele Agrobiodiversiteit (FAB) is het versterken van het natuurlijke vermogen om ziekten en plagen te beheersen in cultuurgewassen door de biodiversiteit te stimuleren. FAB verschilt van klassieke biologische bestrijding, waarbij vaak exotische natuurlijke bestrijders worden geïntroduceerd, doordat er enkel maatregelen getroffen worden om de bestaande natuurlijke vijanden van pest soorten aan te trekken en te versterken. Een vergroting van de landschappelijke complexiteit zorgt voor een verhoging van biodiversiteit en dus voor de landbouw nuttige diversiteit. De onderliggende processen zijn terug te voeren op habitat- en levenscyclusvereisten van de potentiële plaagbestrijdende insecten.

De directe winst uit natuurlijke pestcontrole zou kunnen uitgerekend worden in vermeden landbouwschade, of in vermeden kost voor pesticiden-bestrijding. Deze laatste kan ook als vermeden kostprijs van het product plus de vermeden schadelijke neveneffecten van pesticiden op ecosystemen en volksgezondheid worden verrekend. Uit literatuur blijkt dat in 74% van de onderzochte gevallen de landschapcomplexiteit een positieve invloed had op pestcontrole door natuurlijke vijanden. De wereldwijde waarde van biologische pestbestrijding wordt op 400 miljoen dollar per jaar geschat.

Een aantal gerichte maatregelen kan de winst van natuurlijke pestbestrijding verhogen, maar deze maatregelen mogen niet lichtzinnig worden toegepast daar ze ook een tegengesteld effect kunnen hebben, zoals het aantrekken van pestsoorten zelf.

Meer gericht onderzoek naar de rechtstreekse invloed van natuurlijke pestcontrole op de landbouwproductiviteit is nodig, met aandacht voor verschillende schalen en problemen als introductie van exotische predatoren.

2. HET BELANG VAN NATUURLIJKE PESTCONTROLE IN DE VLAAMSE CONTEXT

De voorbije eeuw is het landbouwlandschap in Vlaanderen zeer sterk veranderd. Schaalvergroting en het gebruik van kunstmest, onkruidverdelgers en pesticiden zorgden voor een sterke intensifiëring en een grotere opbrengst. Maar er gingen ook tal van elementen verloren zoals begroeide akkerranden, heggen, greppels, bomenrijen, etc. wat zorgde voor een sterke vereenvoudiging van het landschap, wat gepaard ging met een verlies aan biodiversiteit.

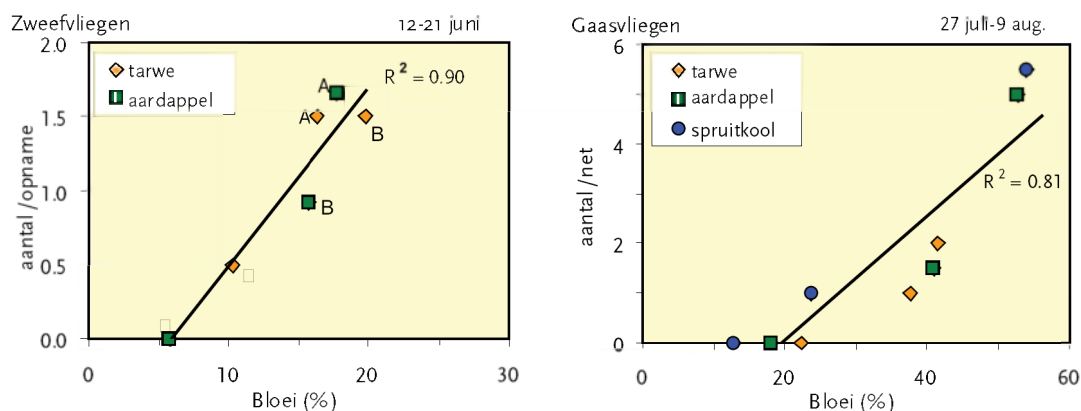
Deze biodiversiteitsdaling kan ook negatieve gevolgen hebben voor de landbouwactiviteiten op zich. Biodiversiteit kan namelijk een belangrijke functie hebben bij de preventie van ziekten en plagen (Scheele et al. 2007; Vosman et al 2007). Zo vormen akkerranden en braakliggende terreinen een belangrijk habitat voor tal van natuurlijke predatoren van voor gewassen schadelijke insecten (o.a. Bianchi et al. 2006). In de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw werd het belang van natuurlijke plaagonderdrukking aangetoond, toen het gebruik van brede insecticiden leidde tot uitroeiing van predatorinsecten waardoor plots tal van nieuwe plagen de kop op staken (bv. roofwantsen en Perenbladvlo *Cacopsylla pyri*; Drukker 2007).

Functionele Agrobiodiversiteit (FAB) is het versterken van het natuurlijke vermogen om ziekten en plagen te beheersen in cultuurgewassen door de biodiversiteit te stimuleren. FAB verschilt van klassieke biologische bestrijding, waarbij vaak exotische natuurlijke bestrijders worden geïntroduceerd, doordat er enkel maatregelen getroffen worden om de reeds bestaande natuurlijke vijanden van pest soorten aan te trekken en te versterken (Scheele et al. 2007). Vosman et al. (2007) geven volgende definitie: 'Het geheel aan plantaardige en dierlijke genetische bronnen, bodem- en micro-organismen, insecten en andere flora en fauna in een agro-ecosystemen, alsmede elementen van natuurlijke habitats die relevant zijn voor agrarische productiesystemen'. Recent worden steeds meer initiatieven genomen om deze nuttige biodiversiteit te herstellen en te maximaliseren door bijvoorbeeld de aanleg van bloemrijke akkerranden etc. (o.a. Scheele et al. 2007, van Rijn & Wäckers, 2007).

Costanza et al. (1997) schatten de waarde van biologische pestbestrijding op 400 miljoen dollar per jaar.

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

Een aantal landschappelijke en agronomische structuren hebben een impact op de natuurlijke plaagbestrijding. Een degelijke groene dooradering met greppels, slootkanten, akkerranden, bermen en ruigten en opgaande begroeiing (heggen, houtwallen, laanbeplantingen en bos) en vergroting van de landschappelijke complexiteit zorgen voor een verhoging van diversiteit in het algemeen en dus voor de landbouw nuttige diversiteit.



Figuur 8.1: Het aantal zweefvliegen (links) en gaasvliegen (rechts) neemt toe met de hoeveelheid bloemen in de rand (Uit Scheele et al. 2007)

- De ruimtelijke ligging van percelen met koolgewassen (onderlinge afstand verschillende koolpercelen) heeft een grote invloed op de plaagonderdrukking. In het algemeen liggen percelen met eenzelfde teelt best ver van elkaar (Vosman et al. 2007). Daarnaast genieten kleine smalle langwerpige percelen de voorkeur boven grote vierkantige omdat kleine percelen meer uitwisseling toestaan met natuurlijke vijanden uit de omliggende percelen (Vosman et al. 2007).
- De diversiteit aan parasitoïde hemynoptera (welke prederen op o.a. potentiële plaagsoorten) in bossen is sterk afhankelijk van het aantal en diversiteit van inheemse bomen (Fraser et al. 2009). Op landschapsschaal is een zo groot mogelijke variabiliteit aan bos-habitatype's bevorderlijk voor de parasitoïden diversiteit (Fraser et al. 2007). Daartegenover staat dat in klassieke houtwallen vooral met hout geassocieerde insecten gevonden die dus minder interactie zouden vertonen met schadelijke landbouwplagen (Achterberg 2007).
- Sommige landschapselementen kunnen plagen ook bevorderen: zo zou het aantal vrijstaande bomen in de omgeving resulteren (op verschillende schaalniveaus) in een toename van het aantal koolmotrupsen. Solitaire bomen zouden de kolonisatie van vlinders (plaagsoort) vergemakkelijken omdat ze als oriëntatiepunt kunnen dienen
- Het combineren van verschillende teelten op een perceel de zogenaamde mengteelten hebben waarschijnlijk wel potentie maar voorlopig is nog te weinig inzicht welke gewassen gecombineerd worden, met een positieve invloed op de plaag, maar ook zonder dat de gewassen elkaar negatief beïnvloeden.
- Ondergrondse biodiversiteit speelt allicht ook een belangrijke rol, ook hier geldt dat een hogere microbiële bodemdiversiteit de ontwikkeling van ziekten en plagen remt (Hol, 2007). Het bodemleven is van primair belang voor een gezonde bodem. Hierover is echter nog slechts weinig gekend.

De onderliggende processen zijn terug te voeren op habitat- en levenscyclusvereisten van de potentiële plaagbestrijdende insecten. Het voorkomen van deze natuurlijke predatoren (zweefvliegen, sluipwapen...) is niet enkel afhankelijk van hun aantallen prooidieren maar dus ook van het voorkomen van voldoende bloemen om hen te voorzien van nectar en stuifmeel (van Rijn & Wäckers, 2007; Bianchi & Wäckers 2008). Zo bleek in kooi-experimenten één enkele sluipwesp, met bloeiende Boekweit als nectarbron, in staat is om 300 rupsen uit te schakelen, zonder die nectarbron worden slechts 3.7 rupsen en bij het merendeel zelfs geen enkele (Winkler et al. 2006) geëlimineerd. Dit proces verklaart waarom de aanwezigheid van bloemrijke akkerranden een zeer grote rol kan spelen in de natuurlijke bestrijding van plaagsoorten. Bloemranden lokken echter ook insecten weg van de akkers naar de omliggende randen en zouden zodoende een negatief effect kunnen hebben op de aantallen plaagbestrijders in de velden zelf. Bianchi & Wäckers (2008) concludeerden dat, doordat de dieren (parasitoïden in dit geval) door de extra nectar bijna dubbel zo lang in leven blijven, de totale dichtheid toch nog groter blijft, ook in het midden van de akker.

Naast de aanwezigheid van nectar speelt ook het ter beschikking zijn van goede schuil en overwinteringsplaatsen een belangrijke rol in het bevorderen van de aantallen natuurlijke vijanden. Tal van insecten (en spinnen) kunnen niet overwinteren in lege (vaak omgeploegde) velden en zijn aangewezen op omliggende natuurlijke vegetatie: akkerranden, houtkanten, bossen. De aanwezigheid van akkerranden met hun hoge dichtheden aan loopkevers, kortschildkevers en spinnen kan zo zorgen voor een halvering in de hoeveelheden bladluizen in de velden (van Alebeek et al. 2007). Vooral grazige akkerranden bieden tal van schuilgelegenheden en het juiste microklimaat voor rovers. Voor sommige soorten loopkevers en spinnen zullen akkerranden niet alleen als een tijdelijke schuilplaats dienen maar ook als een 'source' gebied waar op bepaalde momenten in het jaar een overschot ontstaat waarna predators de akker (sink) zelf intrekken (van Alebeek et al. 2007).

Ook zijn specifieke habitatvereisten bekend voor sommige predators: oorwormen (dermaptera) bijvoorbeeld, zijn belangrijke predators voor boomgaarden, die een goede ontwatering vereisen. Oorworm-nimfen onder lab-omstandigheden vernietigden per etmaal wel 1000 eieren van de Perenbladvlo (*Cacopsylla pyri*), in andere proeven aten oorwormen 50 tot 120 bladluizen per dag (Helsen & Winkler, 2007).

Insecten die vermoedelijk ook een belangrijke rol spelen in de natuurlijke bestrijding maar waarover nog weinig gekend is zijn kortschildkevers (*Staphylinidae*), sluipvliegen (*Tachinidae*) en mijten (*Phytoseiidae*).

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit natuurlijke pestcontrole

Uit een meta-analyse uitgevoerd door Bianchi et al. (2006) blijkt dat in 74% van de door hen onderzochte gevallen de landschapcomplexiteit een positieve invloed had op pestcontrole door natuurlijke vijanden. In deze review worden zowel parasitoïde wespen (Hymenoptera), loopkevers (Carbidae), lieveheersbeestjes (Coccinulidae), zweefvliegen(larven) (Syrphidae), roofwantsen (Nabidae), gaasvliegen (Chrysopidae) kortschildkevers (Staphylinidae) besproken. In de 10 studies waar ook de effectieve bestrijding van pestsoorten werd onderzocht, werd slechts in 45% van de gevallen een merkbaar verschil vastgesteld ten gevolge van verhoogde landschapsheterogeniteit.

In Nederland zijn een aantal interessante testprojecten uitgevoerd die onder andere beschreven worden in Scheele et al. (2007) en in Vosman (2007) en een speciale uitgave van Entomologische berichten die hieraan gewijd is volume 67 (2007). In Vlaanderen loopt momenteel onderzoek naar de interacties van akkerranden en plaagbeheersing, hiervan worden de resultaten verwacht tegen 2010. Casteels et al. (2005) geven een overzicht van de in Vlaanderen voor de witloofteelt belangrijke predators van bladluizen en mineervliegen.

De directe winst zou kunnen uitgerekend worden in vermeden landbouwschade, of in vermeden kost voor pesticiden-bestrijding. Deze laatste kan ook als vermeden kostprijs van het product plus de vermeden schadelijke neveneffecten van pesticiden op ecosystemen en volksgezondheid. Costanza et al. (1997) schatten de waarde van biologische pestbestrijding op 400 miljoen dollar per jaar.

4.2. Maatregelen om natuurlijke pestcontrole te maximaliseren

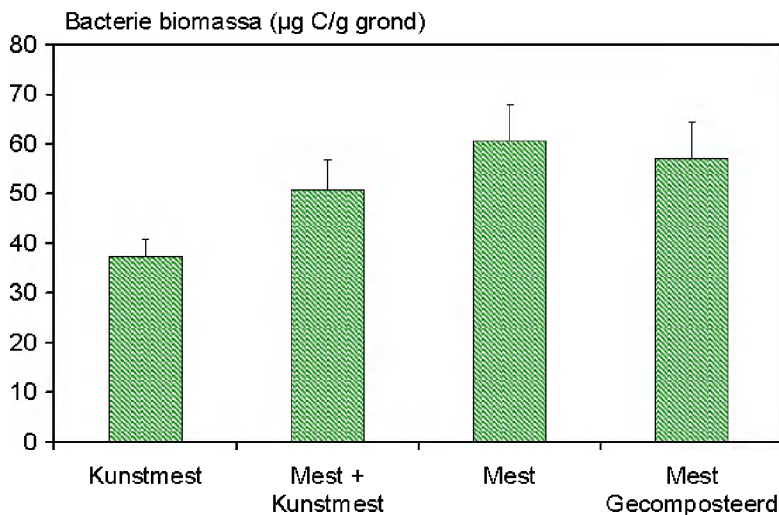
Om een bloemenrand een maximale aantrekkingskracht voor insecten te geven is het belangrijk dat de nectar van goed kwaliteit is en goed bereikbaar voor de gewenste insecten. Sluipwespen en zweefvliegen beschikken over zeer korte monddelen, waarmee ze alleen de nectar in open bloemen kunnen bereiken. Schermbloemigen (*Apiaceae*) zoals Venkel en Koriander zijn vaak zeer geschikt maar ook soorten als Boekweit en Bernagie (Komkommerkruid). Bij composieten zitten stuifmeel en nectar vaak te diep voor zweefvliegen en sluipwespen. Korenbloem vormt hierop een uitzondering. Planten met extraflorale nectariën (bv Voederwikke) zijn ook zeer interessant voor predatoren (van Rijn & Wäckers, 2007).

Wil men een plaag effectief bestrijden moeten natuurlijke vijanden in voldoende aantallen in het gewas aanwezig zijn voordat de schadedrempel wordt bereikt. Dit maakt dat er direct voldoende hoeveelheden nectar en stuifmeel aanwezig moeten zijn om de groei in de populatie van de natuurlijke vijanden mogelijk te maken. Het is dus belangrijk op het juiste moment voldoende bloemen in bloei te hebben in de akkerranden, voor sommige gewassen (zoals bv wintertarwe) zijn twee-of meerjarige randen met voorjaarsbloeiers te overwegen (van Rijn & Wäckers, 2007). Bij de keuze van planten en zaadmengels dient gekozen te worden voor inheemse planten dit in eerste instantie omwille van de mogelijke gevaren van het invoeren van exotische plantensoorten. Daarnaast suggereren Fiedler et al. (2008) ook grotere effectiviteit dan bij het gebruik van ingevoerde planten.

Bloeiende planten mogen dan wel een positief effect hebben op het aantal plaagbestrijdende insecten, indien de plaaginsecten zelf ook profiteren van de aanwezigheid van deze bloemen is het globale effect nog steeds gering (Scheele et al. 2007; van Rijn & Wäckers, 2007; Winkler et al. 2007). Zo kan de aanwezigheid van bloemen (en stuifmeel) ook de plaag positief beïnvloeden (vlinders Lepidoptera, vliegen Diptera, tripsen Thysanoptera). De bloemenrand dient dus samengesteld te worden uit planten die aantrekkelijk zijn voor de natuurlijke vijanden maar niet voor de plaag. Het is dus van uitermate groot belang de voorkeuren van de plaagsoorten en hun natuurlijke vijanden goed te kennen. Scheele et al. (2007) raden het aanplanten van kruisbloemigen en typische vlinderplanten (zoals havikskruid, Beemdkroon, een paarse dovenetel) in bloemenranden af, omdat deze de plaag zelf kunnen bevorderen.

Het combineren van verschillende teelten op een perceel de zogenaamde mengteelten hebben waarschijnlijk wel potentie maar voorlopig is nog te weinig inzicht welke gewassen gecombineerd worden, met een positieve invloed op de plaag, maar ook zonder dat de gewassen elkaar negatief beïnvloeden.

Kerende grondbewerkingen (ploegen) zetten (letterlijk) het bodemecosysteem op zijn kop en vele soorten zijn hier gevoelig voor. Gewasrotatie bevordert het bodemleven en bijgevolg ook de ziektevering. Ziektevering tegen *Rhizoctonia* in suikerbiet, en waarschijnlijk ook in kool, lijkt gestimuleerd te worden door gras-klover in de rotatie op te nemen. Tot twee jaar na de teelt van gras-klover was de grond sterker ziekteverend tegen *Rhizoctonia*. Deze eigenschap hing ook samen met de aanwezigheid van *Lysobacter* bacteriën (Vosman et al. 2007). Grasklover kan echter ook de populatie aan plantparasitaire aaltjes doen toenemen, wat de oorzaak kan zijn van een nieuwe plaag.



Figuur 8.2: Bacteriemassa in een akker na 27 jaar met verschillende soorten mest (Uit Vosman et al. 2007)

Organische mest bevordert populatiegroei van bacteriën, nematoden en regenwormen, en geeft een (30% tot 50%) hogere stikstofmineralisatie dan kunstmest. Op lange termijn leidde het gebruik van organische meststoffen tot een omvangrijker en efficiënter bodemleven, waardoor het organische stofgehalte van de bodem beter op peil bleef dan bij gebruik van minerale mest ((zie Fig. 8.2, Vosman et al. 2007). Ook schurft (*Streptomyces scabies*) kan worden bestreden door weloverwogen te bemesten. Een teveel aan meststoffen stimuleert schurft.

Het verwerken van compost biedt eveneens potentieel voor de natuurlijke gewasbescherming. Van Schelt (2007) vond een positief verband tussen compostgebruik en het voorkomen de galmug *Aphidoletes Cecidomyiidae* (een bladluis bestrijder). Ook relatief gemakkelijk aan te trekken in bijvoorbeeld tuinbouwbedrijven zijn kool- en pimpelmezen die in de broedtijd vele honderden rupsen verorberen.

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Onrechtstreekse effecten

Ondanks het feit dat verschillende natuurlijke predatoren complementair kunnen zijn (Schmidt et al. 2003), is hun totale effect allicht kleiner dan de som van de delen (effect van iedere soort op plaag), omdat interactie tussen de verschillende predatoren hun effectiviteit kan verlagen.

Uiteraard gaat het bevorderen van biodiversiteit in landbouwgebieden ook veel verder dan alleen het bevorderen van plaagcontrole. Zo zal het aanleggen van haagkanten en akkerranden ook tal van andere ecosysteemdiensten vervullen zoals verminderde uitspoeling van nutriënten (en bestrijdingsmiddelen) naar sloten, pollinatie van gewassen, erosiebestrijding, nutriëntencyclering, waterhuishouding, bodemvorming,...

Kleine landschapselementen vormen ook een belangrijk habitat akkervogels, kleine zoogdieren en schaarser wordende wilde planten. Een landbouwlandschap dooraderd met bloemrijke akkerranden, haagkanten (en eventueel ook wandel en fietspaden) biedt een grote meerwaarde voor recreanten.

De uitdaging voor beheer zou er dan ook in moeten liggen al deze verschillende diensten maximaal te combineren (Fiedler et al. 2008; van Alebeek et al. 2007).

5.2. Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden

De grootschalige industriële landbouw is moeilijk te verenigen met een groene dooradering van percelen welke voor optimalisatie van deze ecosysteemdienst vereist is. In de industriële (biologische) tuinbouw worden predatoren ingezet als alternatief voor pesticiden. Het inzetten van exotische predatoren kan echter nefaste gevolgen hebben voor de aanwezige populaties predatoren en zelfs voor het hele ecosysteem. In die zin zijn sommige maatregelen in de biologische landbouw potentieel zelfs minder duurzaam dan weloverwogen pesticidengebruik. Dit wordt echter dikwijls buiten beschouwing gelaten, daar de onzekerheid over deze effecten groot is en deze moeilijk te begroten zijn.

5.3. kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen

Er zijn redelijk wat studies de positieve invloed van akkerranden, de aanwezigheid van bloemen, bos, braakliggend terrein etc... op tal van pestbestrijdende predatoren aantonen, helaas zijn er minder studies die uiteindelijk ook verlaagde aantasting door de pest zelf onderzochten. Nochtans is dit vanuit landbouwoogpunt één van de zoniëten het belangrijkste argument (o.a. Bianchi et al. 2006).

6. LITERATUUR

World Resources Institute (WRI) / Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC) (2005): Carbon Dioxide Emissions by Source 2005 http://earthtrends.wri.org/pdf_library/data_tables/cli3_2005.pdf

Achterberg (2007). "Geriefhoutbosjes: hotspots voor sluipwespen." *Entomologische Berichten* 67(6): 204-208.

Bianchi, F., C. J. H. Booij, et al. (2006). "Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control." *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 273: 1715-1727.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. & vandenBelt M. (1997). The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Drukker, B. (2007). "Roofwantsen (Heteroptera: Anthocoridae, Miridae) in Boomgarden en akkers- een luchtmobile brigade met olfactorische geleiding." *Entomologische Berichten* 67(6): 264-267.

Fiedler, A. K., D. A. Landis, et al. (2008). "Maximizing ecosystem services from conservation biological control: The role of habitat management." *Biological Control* 45(2): 254-271.

Fraser, S. E. M., C. Dytham, et al. (2007). "Determinants of parasitoid abundance and diversity in woodland habitats." *Journal of Applied Ecology* 44(2): 352-361.

Fraser, S. E. M., A. E. Beresford, et al. (2009). "Effectiveness of Vegetation Surrogates for Parasitoid Wasps in Reserve Selection." *Conservation Biology* 23(1): 142-150.

Helsen, H. and K. Winkler (2007). "Oorwormen (Dermaptera) als belangrijke predatoren in boomgarden." *Entomologische Berichten* 67(6): 275-277.

Hol, G. (2007). "Boven en ondergrondse functionele diversiteit." *Entomologische Berichten* 67(6): 240.

Scheele, H., H. van Gorp, et al. (2007). Eindrapportage FAB 2005-2007 Functionele Agrobiodiversiteit. Tilburg, LTO.

Schmidt, M. H., A. Lauer, et al. (2003). "Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control." *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270(1527): 1905-1909.

van Alebeek, F., P. C. J. van Rijn, et al. (2007). "FAB-projecten in de akkerbouw." *Entomologische Berichten* 67(6): 235-236.

van Rijn, P. C. J. and F. L. Wäckers (2007). "Bloemrijke akkerranden voeden natuurlijke vijanden." *Entomologische Berichten* 67(6): 226-230.

van Schelt, J. (2007). "De Galmug *Aphidoletes aphidimyza* als bladluisbestrijder." *Entomologische Berichten* 67(6): 257-259.

Vosman, B., H. Baveco, et al. (2007). Agrobiodiversiteit kansen voor een duurzame landbouw. Wageningen, ALterra: 78.

Winkler, K., F. Wackers, et al. (2006). "Sugar resources are vital for *Diadegma semiclausum* fecundity under field conditions." *Basic and Applied Ecology* 7(2): 133-140.

winkler, K., H. Helsen, et al. (2007). "Functionele biodiversiteit in boomgaarden." *Entomologische Berichten* 67(6): 236-237.

Hoofdstuk IX. Natuurlijke pollinatie

Brecht De Meulenaer, Sander Jacobs, Jan Staes, Dirk Vrebos (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

Drie kwart van de soorten voedingsgewassen en één derde van de totale tonnages aan voedselproductie zijn rechtstreeks afhankelijk van bestuiving door insecten. Wereldwijd zijn 87 (70% van alle beschouwde) gewassen in belangrijke mate afhankelijk van pollinatie (Klein et al. 2007). In Europa zijn 84% van alle gewassen bestuivingafhankelijk. Er is echter zeer weinig informatie over de economische impact van een relatief kleine verandering van landgebruik (meer of minder natuur) op gerelateerde aanwezigheid van insecten op de bestuiving en productie van landbouwgewassen.

Net als bij de ecosysteemdienst pestcontrole zijn de structuren en processen sterk gelinkt aan de structuren en processen van de landbouwpraktijk. Ook de maatregelen om deze ecosysteemwinst te maximaliseren zijn zeer analoog met de aanbevelingen voor natuurlijke pestcontrole en zullen daarnaast nog een positieve invloed hebben op tal van andere ecosysteemdiensten zoals, bodemverbetering en erosiebescherming.

Op basis van literatuorcijfers en cijfers voor Vlaamse landbouwgewassen kunnen we het economisch belang van bestuiving voor Vlaanderen door honingbijen schatten op afgerond 200 miljoen euro en dat van wilde insecten op afgerond 40 miljoen euro per jaar.

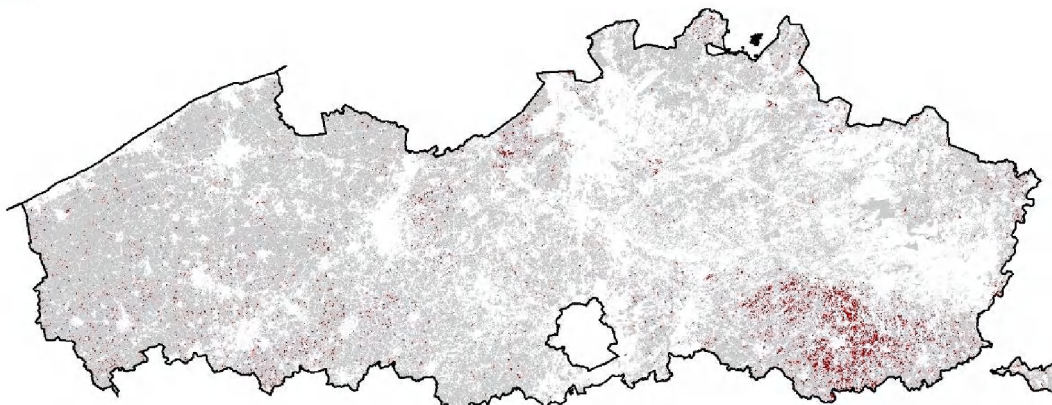
Meer gericht onderzoek naar de rechtstreekse invloed van pollinatie op de landbouwproductiviteit is nodig, met aandacht voor verschillende schalen en problemen als interacties tussen wilde pollinatoren en geïntroduceerde pollinatoren en honingbijen. Ook zijn er onzekerheden op het niveau van de impact op productievolumes. De menselijke voeding bestaat (globaal) grotendeels uit een aantal grote 'stapelproducten' die in enorme hoeveelheden geproduceerd worden en waarvoor bestuiving van weinig belang is (graan, maïs, rijst). Zo zou slechts 35% van het wereldwijde productievolume landbouwgewassen afhankelijk zijn van pollinatie, 60% niet. De impact op de voedselkwaliteit bij een verdere afname of het verdwijnen van de bestuiving door insecten kan echter wel belangrijk zijn, en de gemiddelde economische waarde van gewassen die van pollinatie afhankelijk zijn is groter dan van gewassen die dat niet zijn.

2. HET BELANG VAN POLLINATIE IN DE VLAAMSE CONTEXT

Drie kwart van de soorten voedingsgewassen en één derde van de totale tonnages aan voedselproductie zijn rechtstreeks afhankelijk van bestuiving door insecten. Wereldwijd zouden 87 (70% van alle beschouwde) gewassen in belangrijke mate afhankelijk zijn van pollinatie door dieren, terwijl slechts 28 gewassen niet afhankelijk zou zijn van pollinatoren (Klein et al. 2007). In Europa zijn 84% van alle gewassen bestuivingafhankelijk (Gallai et al. 2009). In Vlaanderen gaat het vooral om de roosachtigen (Rosaceae: Appels, peer, kers...) en legumes (bonen) (Fig. 9.1).

Legende

- Pollinatie onafhankelijk
- Pollinatie afhankelijk



Figuur 9.1: Pollinatie afhankelijke en onafhankelijke landbouw activiteiten in Vlaanderen in 2007 (Vectoriële versie van de Landbouwgebruikspercelen, VLM-mestbank (GIS-Vlaanderen)).

Bijgevolg is bestuiving een belangrijke ecosysteemdienst (Blacquièrre, 2009). Er zijn 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 wilde bestuivers recent veel aandacht gekregen.

Er is echter zeer weinig informatie over de economische impact van een relatief kleine verandering van landgebruik (meer of minder natuur) op gerelateerde aanwezigheid van insecten op de bestuiving en productie van landbouwgewassen.

Bestuiving door wilde insecten is een ecosysteemdienst, terwijl honingbijen, naast het leveren van deze ESD ook honing produceren. Er is weinig onderzoek naar de verhoudingen en interacties tussen deze pollinators. In het volgende overzicht worden deze dan ook niet apart besproken.

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

Net als bij de ecosysteemdienst pestcontrole zijn de structuren en processen sterk gelinkt aan de structuren en processen van de landbouwpraktijk.

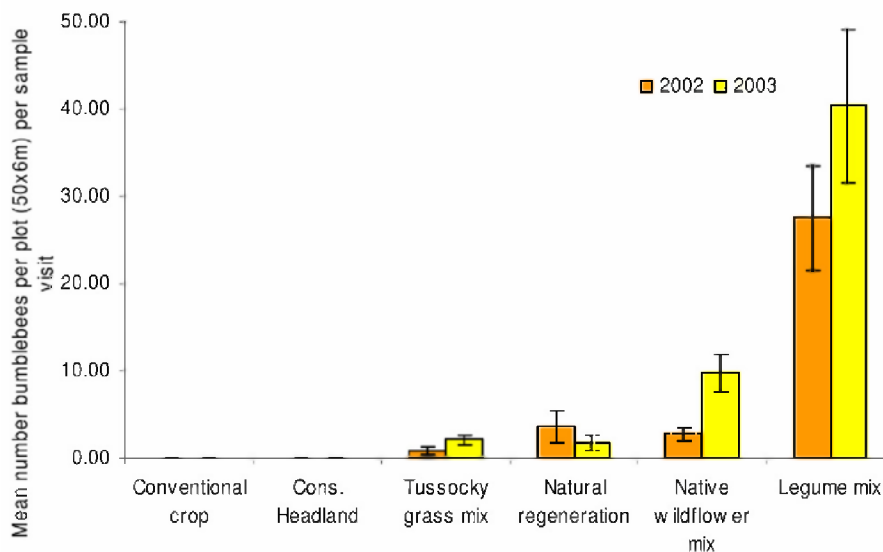
In tegenstelling tot de oorzaken van de terugval van (honing)bijen, die goed beschreven zijn, is de landschapsstructuur in landbouwgebied die de bijendiversiteit en abundantie optimaal bevordert slechts matig beschreven, in veel minder mate dan bijvoorbeeld bij pestbestrijding door natuurlijke predatoren het geval is.

Algemeen wordt verwacht dat het behouden van natuurlijke of semi-natuurlijke habitats, kleine landschapselementen, bloemrijke akkerranden, heggen, houtkanten het voorkomen van bijen bevorderen, en dat het intensifiëren van landbouwprocessen een negatief effect hebben op pollinatie (Klein et al. 2007).

Klein et al. (2007) tonen een invloed van fruitzetting tot het aantal natuurlijk gebieden in de nabije omgeving. Aguilar et al. (2006) voerden een meta-analyse uit met meer dan 50 (wilde) planten en

toonden aan dat seksuele voortplanting bij bloemplanten negatief beïnvloed werd door versnippering van het landschap. Helaas zijn dit soort effecten nog maar voor een klein aantal (commerciële) gewassen aangetoond. Meer onderzoek is vereist om te bepalen hoe akkerranden en extra bloemvelden het beste worden ingepast in het landschap opdat ze de bestuivingdienst optimaal zouden bevorderen (grote van velden/stroken afstand tot gewassen) (Carvell et al. 2008).

Klassieke landbouw hoeft niet altijd uitsluitend een negatief effect te hebben op pollinatie. Zo kunnen bepaalde gewassen (koolzaad) grote hoeveelheden pollen geven. Een betere kennis van de specifieke eisen voor de verschillende bijensoorten is absoluut vitaal voor het behoud van zowel bijen als de bestuivingdienst (Greenleaf & Kremen, 2006)



Figuur 9.2: Hommelabundantie in verschillende akkerranden (Carvell et al. 2008)

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit pollinatie (Liekens et al. 2009)

De inschatting van het effect van natuur op pollinatie omvat verschillende deelstappen:

1. Direct effect van natuurgebieden op bestuiving van nabijgelegen landgebruiken: waarbij we een onderscheid moeten maken tussen :
 - a. land- en tuinbouw met bestuivings-afhankelijke gewassen
 - b. private tuinen en openbare domeinen en andere natuurgebieden.
2. Indirect effect van natuurgebieden op genetische variatie van bestuivers.
3. Indirect effect van natuurgebieden als stepstones in migratiegedrag

De beschikbare informatie is beperkt tot het direct effect van bestuiving op land en tuinbouwgewassen. Op basis van de formules uit de literatuur (Morse en Caldorone (2000), Gallai et al. 2009, Losey et al. 2006) wordt de economische betekenis van pollinatie door wilde insecten ingeschat op basis van de volgende formule:

$$\text{Waarde bestuiving wilde insecten} = D \times A \times (1 - B)$$

Waarbij :

D= productiewaarde van een land- of tuinbouwgewas (opbrengst x verkoopswaarde)

A = afhankelijkheid van het gewas voor insectenbestuiving (van 0 tot 1)

B = afhankelijkheid van de honingbij voor insectenbestuiving (van 0 tot 1)

(noot: de cijfers verwijzen ook naar de cijfers van de kolommen in Tab. 9.1)

Tabel 9.1: kwetsbaarheid van gewassen voor wilde bestuivers in Vlaanderen (Liekens et al. 2009)

	Indicatoren kwetsbaarheid per gewas				Econ. belang pollinatie wilde insecten			
	afhankelijkheid van			Kwetsbaar- heid van gewas voor W Poll	Omzet per gewas	aandeel W Poll	G (%)	aandeel W Poll per ha
	insecten totaal	honingbij	W Poll					
Kolom Nr	A	B	C	D= AxC	E	F=DxE	G (%)	H
Eenheid	%	%	%	%	mio €/jaar	mio €/jaar		€/ha jaar
Appelen	65	90	10	7	132	8,5	20	1207
Peren	65	90	10	7	155	10,0	24	1595
Kersen	65	90	10	7	13	0,8	2	117
Aardbeien	25	10	90	23	62	14,0	33	14805
Suikerbiet	10	20	80	8	114	9,2	21	280
Rest (1)		90	10		144	0,1	0	
Totaal					620	43	100	
Gemiddeld *	46 *	65 *	35 *	10 *				

(1) omvat een reeks gewassen die naar omzet minder belangrijk zijn voor Vlaanderen (pruimen, komkommer, aubergines, lijn- en raapzaad, groene bonen)

A= afhankelijkheid van gewas voor bestuiving door insecten (bron: Gallai et al , 2009)

B = waarvan door honingbij (bron: Gallai et al , 2009, Losey el al. 2006)

C = waarvan door wilde insecten (= 1- B)

D = omzet voor die gewassen in Vlaanderen (bron: Platteau et al. 2008)

* ongewogen gemiddelde voor alle gewassen in Vlaanderen

Klein et al (2007) hebben afhankelijkheidsratio's geïnventariseerd van de gangbare landbouw en tuinbouwgewassen voor bestuiving door insecten, variërend van 0 tot 1. Voor Vlaanderen zijn de relevante gewassen opgelijst in tabel 1 en ze omvatten vnl. fruitsoorten. Als we voor deze soorten kijken naar jaarlijkse productie en de marktwaarde van deze gewassen dan schatten we de totale productie die ten dele afhankelijk is van bevruchting door insecten in op 630 miljoen euro voor Vlaanderen, wat neerkomt om ongeveer 250 miljoen euro. Voor het merendeel van de gewassen is de honingbij hierbij de voornaamste pollinator, het saldo wordt toegeschreven aan wilde insecten. Deze benadering wordt ondersteund door gevalstudies waarbij bevruchting beter gebeurt als er meer wilde insecten aanwezig zijn. Niettegenstaande de honingbij een zeer effectieve pollinator is zijn er omstandigheden waarbij de wilde bestuivers complementair zijn. Honingbijen zijn echter ook kieskeurig en opportunistisch: Indien bv. Appelen en peren gelijktijdig bloeien, zullen de honingbijen enkel de appelbloesems bezoeken.

Op basis van deze cijfers kunnen we het economisch belang van bestuiving door honingbijen inschatten op afgerond 200 miljoen euro en dat van wilde insecten op afgerond 40 miljoen euro per jaar. De kwetsbaarheid of gevoeligheid voor wilde pollinators verschilt sterk van gewas tot gewas, en varieert van enkele procenten voor bonen of aubergines over 7 % voor belangrijke fruitsoorten zoals appelen en peren en suikerbieten tot 23 % voor aardbeien. Als we deze kwetsbaarheid uitdrukken in waarde per ha dan varieert dit van enkele honderden euro per ha voor suikerbieten tot meer dan 10000 euro per ha voor aardbeien.

Deze schatting is gelijkaardig van wat in de literatuur voor andere landen terugvinden. De economische betekenis van de bijdrage van wilde insecten schatten we dan in op 18 % van de bijdrage van alle insecten, wat vergelijkbaar is met het cijfer van Blacquièrre voor Nederland (17 %)(Blacquièrre, 2009). Omgerekend naar een bedrag per capita is dit ongeveer 8 euro per hoofd per jaar, wat in de lijn ligt van wat Losey et al hebben ingeschat voor de US (10 \$ per capita/per jaar).

Dit is vooral relevant voor de fruitteelt (appels en peren, aardbeien en suikerbiet). We moeten hierbij opmerken dat :

- de cijfers mbt A, B en C uit de internationale literatuur komen, en niet of nauwelijks zijn gevalideerd voor Europese of Vlaamse context, in de literatuur wordt geen onderscheid gemaakt tussen tuinbouw in openlucht en glastuinbouw zodat er voor die laatste sector geen informatie aanwezig is.
- deze cijfers geven een idee voor de afhankelijkheid of kwetsbaarheid van productie van landbouwgewassen voor wilde pollinators, rekening houdend met de waardering van die gewassen door consumenten. Het maakt abstractie van alle andere kosten die gemaakt worden voor die productie of de (on)mogelijkheid om de input van wilde pollinators aan de productie te vervangen door alternatieven (BANR, 2007).

Er zijn studies die ook meer gekeken hebben naar de economische waardering van veranderingen in de pollinatie dienst door insecten. Gallai et al. schatten het verlies aan welvaart in voor de consumenten van een verlies van wilde pollinators. Hiertoe schatten ze eerst de marktwaarde in van de totale globale productie van landbouwgewassen die afhankelijk zijn van pollinators. Dit bedraagt

150 miljard dollar of 9.5 % van de totale wereldvoedselproductie. Bij een totaal verlies van deze ecosysteemdienst zal het aanbod van deze gewassen dalen en de prijzen stijgen, wat leidt tot welvaartsverliezen in de grootte-orde van 190 – 310 miljard euro, of ruwweg 0.3 tot 0.5 % van het globale BNP. Dit bedrag is hoger dan de marktwaarde van landbouwopbrengst afhankelijk van wilde pollinators (gemiddeld 9.5 %) omdat de prijsverhoging het geheel van geconsumeerde fruit en gewassen zal treffen (100%). Omdat vooral het aanbod van fruit zal dalen, heeft dit mogelijk bijkomende gevolgen voor de volksgezondheid.

Een andere methode is om te kijken naar de kost van vervangende maatregelen. Soms wordt in deze zin verwezen naar de kost van de honingbij als pollinator, vooral in studies voor de VS. Het grootste probleem met deze benadering is dat de ecosysteemfunctie van wilde pollinators net is dat ze complementair zijn aan de honingbij. Ten tweede is er in de Vlaamse context een dataprobleem in de zin dat de prijzen voor bestuiving door honingbijen onvoldoende hoog zijn om duurzame imkerij mogelijk te maken. Een ander alternatief is om met de hand te bestuiven, en hiertoe lopen experimenten, maar er zijn ons geen gegevens bekend over de kostprijs hiervan.

4.2. Maatregelen om natuurlijke pollinatie te maximaliseren

Hieronder volgen een aantal suggesties uit de literatuur die bijenrijkdom en zodoende dus ook de bestuiving moeten stimuleren (Kremen et al. 2002; Klein et al.2007; Adriaens & Laget, 2008 Carvell et al.2008;

1. het verschaffen van nestgelegenheid, die specifiek afgestemd zijn op de beoogde soorten voor een bepaald gewas. Door bijvoorbeeld stukken onbeplant te laten, behoud van nabijgelegen bossen en overlaten van dode takken en stengels.
2. Het voorzien in extra voedsel (nectar en stuifmeel) door het aanleggen van bloemenstroken (akkerranden). Akkerranden en bloemenvelden moeten gedurende het eerste jaar regelmatig gemaaid worden en nadien enkel in het najaar. Soorten als vogelwikke (*Vicia cracca*), Rolklaver (*Lotus corniculatus*) en Kaardebol (*Dipsacus fullonum*) krijgen veel bezoek van bestuivers (hommels). Gewasrotatie met bloemrijke gewassen wordt vooral in uniforme intensieve landbouwgebieden aangeraden, met gebruik van Rode- (*Trifolium pratense*) en Rol-klaver als groenbemester. Het aanplanten van vroegbloeiende wilgen rond percelen. Het toevoegen van wilde bloemenmengsels aan graslanden bevordert de aantallen en diversiteit aan hommels, solitaire bijen en vlinders aanzienlijk.
3. Het bevorderen van kolonisatie van bestuivers door het verbinden van verschillende habitats aan de hand van bloemenstroken en hagenrijen.
4. Het verminderen van het gebruik van breed-spectrum pesticiden.

Veel van de hier vermelde maatregelen zijn zeer analoog met de aanbevelingen voor natuurlijke pestcontrole en zullen daarnaast nog een positieve invloed zal hebben op tal van andere ecosysteemdiensten zoals, bodemverbetering en erosiebescherming. Er zijn enkele zadenmengsels in de handel met bloemen die in stuifmeel en nectar voorzien voor tal van bijensoorten (bvb. Tübingenmengsel, Brandenburgmengsel). Zaaien doet men het best rond eind april, begin mei,

waarna de verschillende soorten successief bloeien doorheen het hele groeiseizoen (Jacobs & Beeuwsaert, centrum voor bijenteelt).

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Kenniscentra

In het Labo voor Zoöfysiologie van de Universiteit Gent is er uitgebreide expertise aanwezig over de fysiologie van honingbijen, het inzetten van honingbijen voor bestuiving van gewassen, de verspreiding en ecologie van solitaire bijen in Vlaanderen en bijensystematiek. Er wordt eveneens onderzoek gedaan inheemse bloemenmengsels voor het inzaaien van akkerranden.

In het Informatiecentrum bijenteelt is expertise aanwezig bloemenmengsels, bijenplanten en imkerspraktijken en –wetgeving.

5.2. Kennishiaten

Degelijke kennis van de verspreiding en kwetsbaarheid van de solitaire bijen is momenteel niet beschikbaar. Een rode lijst ontbreekt, een verspreidingsatlas ontbreekt. Het aandeel van wilde bijen in de bestuiving van landbouwgewassen is nauwelijks gekend.

Ook zorgen specieke bijensoorten voor bestuiving van specieke planten en gewassen (bv. Kleinfruit); de relaties hiertussen zijn nauwelijks gekend.

5.3. Onzekerheden

Critici (o.a Ghazoul et al. 2005) beweren dat misschien wel veel teelten afhankelijk zijn pollinatie maar dat dit niet tot uiting komt in de productievolumes. De menselijke voeding bestaat (globaal) grotendeels uit een aantal grote 'stapelproducten' die in enorme hoeveelheden geproduceerd worden en waarvoor bestuiving van weinig belang is (graan, maïs, rijst). Zo zou slechts 35% van het wereldwijde productievolume landbouwgewassen afhankelijk zijn van pollinatie, 60% niet (Klein et al. 2007). Toch zijn er aantal gewassen (fruit, zaden) die sterk afhankelijk zijn bestuiving en een essentieel onderdeel (vitaminen) van onze voeding vormen, ook al reflecteert zich dat niet direct in de absolute hoeveelheden (in ton) geproduceerd. Het lijkt dus duidelijk dat onze voedselkwaliteit er sterk op achteruit zou gaan bij een verdere afname of het verdwijnen van de bestuiving door dieren (insecten) (Klein et al. 2007). Daarnaast is de gemiddelde economische waarde van gewassen die van pollinatie afhankelijk zijn groter dan bij deze die dat niet zijn (Gallai et al. 2009).

5.4. Onrechtstreekse effecten

Bestuiving door honingbijen kan worden beschouwd als natuurlijke pollinatie. Echter, sommige gewassoorten hangen af van specifieke natuurlijke pollinatoren. Het is niet duidelijk of en wanneer er competitie optreedt tussen honingbijen en wilde bestuivers, en of dit eenweerslag kan hebben op de ecosysteemdienst.

In de biologische industriële landbouw worden geïmporteerde insecten gebruikt als bestuivers. Deze exoten kunnen echter een nefast effect hebben op lokale en regionale populaties natuurlijke

polinatoren. De hommelnesten met exotische hommels kunnen bijvoorbeeld verdarren, waarna de mannetjes uitzwermen en paren (zonder succes) met lokale hommels, waardoor deze minder nieuwe nest starten. Het plaatsen van kunstmatig opgekweekte hommelnesten kan ook verhoogde infectie van pathogenen teweegbrengen bij de natuurlijke populatie hommels. Net als bij pestcontrole moet opgemerkt worden dat het onoverwogen inzetten van dergelijke 'biologische' bestrijding nefaste gevolgen kan hebben op het ecosysteem, welke echter zeer moeilijk te voorspellen of te begroten zijn.

6. LITERATUUR

- World Resources Institute (WRI) / Carbon Dioxide Information Analysis Center (CDIAC) (2005): Carbon Dioxide Emissions by Source 2005 http://earthtrends.wri.org/pdf_library/data_tables/cli3_2005.pdf
- Adriaens, T. and D. Laget (2008). To bee or not to bee: Mogelijkheden voor het houden van bijenvolken in natuurgebieden: een inschatting.
- Aguilar, R., L. Ashworth, et al. (2006). "Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis." *Ecology Letters* 9(8): 968-980.
- Blacquièrè, T. (2009). Visie bijenhouderij en insectenbestuiving: Analyse van bedreigingen en knelpunten. Wageningen, Wageningen University & Research: 64.
- Carvell, C., R. Pywell, et al. (2008). "enhancing habitats for bumblebees and other pollinators in intensive agricultural landscapes. Case studies on conservation of pollination services as a component of agricultural biological diversity." CEH.
- Gallai, N., J. M. Salles, et al. (2009). "Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline." *Ecological Economics* 68(3): 810-821.
- Ghazoul, J. (2005). "Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis." *Trends in Ecology & Evolution* 20(7): 367-373.
- Greenleaf, S. S. and C. Kremen (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 13890-13895.
- Alexandra-Maria Klein, Bernard E. Vaissière, James H. Cane, Ingolf Steffan-Dewenter, Saul A. Cunningham, Claire Kremen and Teja Tscharntke. (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B* 274, 303-313
- Kremen, C., Williams, N. M. and R. W. Thorp. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS* 99:16812-16816.
- Liekens, I., Schaafsma, M., Staes, J., De Nocker, L., Brouwer, R., Meire, P. (2009). Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, VITO, 2009/RMA/R308
- Losey, J.E., Vaughan, M. 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*. 56(4):311-323.
- Morse R. A & Calderone N. W. (2000) The value of honey bee pollination the United States. *Bee Culture* 128: 1-15
- Platteau J., Van Bogaert T. en Van Gijsegem D. (reds.) 2008. Landbouwrapport 2008. Departement Landbouw en Visserij, Brussel.

Hoofdstuk X. Kraamkamerfunctie

Katrien Van der Biest, Bram Van Ballaer (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

Vissen hebben tijdens hun levenscyclus diverse habitats nodig voor het vervullen van de verschillende fases in hun bestaan. Sommige soorten vinden deze op een beperkte rivierlengte en zijn zeer honkvast (vb. rivierdonderpad), andere soorten leggen grote afstanden af tussen hun adult leefgebied en hun paaigebied. Anadrome vissen (vb. zalm) planten zich voor in zoet water en leven in zee, terwijl kathadrome vissen (vb. paling) een omgekeerde beweging maken. Het is dan ook duidelijk dat de kraamkamer niet steeds overeenkomt met het adulte leefgebied, en zelfs kan uiteenvallen in een paar- of broedplaats en de locatie waar jonge vissen opgroeien. Bovendien stellen verschillende vissoorten ook andere eisen aan de paaiplaats of het leefgebied voor juvenielen: diverse substraten, stroomsnelheden, aan- of afwezigheid van vegetatie, waterdiepte, beschaduwning, ... Daarom zijn in een aquatisch systeem de diversiteit aan habitats, alsook de longitudinale connectiviteit naar andere waterlopen van cruciaal belang.

Aangezien de morfologie van de waterlopen en waterwegen in Vlaanderen sterk onderhevig is geweest aan diverse antropogene invloeden, is die diversiteit aan habitats plaatselijk sterk achteruitgegaan. Hiermee is ook de natuurlijke potentie voor herpopulatie afgenomen, waardoor in een groot deel van de wateren die voor sportvisserij in gebruik zijn een noodzaak is ontstaan om visuitzettingen uit te voeren. Ook de visbestanden in openbare waterlopen zijn sterk achteruitgegaan sinds het begin van de 20e eeuw. De aanleg van vooroevers en paaiplaatsen langsheen grote waterwegen kan een belangrijke meerwaarde opleveren als kraamkamer voor vis.

De meest gevoelige levensfase van vissen is de juveniele fase. Viseitjes en jonge vissen zijn zeer gevoelig aan vervuiling. Behalve de morfologische veranderingen aan de natuurlijke loop van rivieren en daardoor het verdwijnen van belangrijke paaigebieden speelt ook de vervuiling van het rivierwater een belangrijke rol in de achteruitgang van visbestanden in de Vlaamse oppervlaktewateren.

De inrichting van ondiepe oeverzones is van essentieel belang. Dergelijke oeverzones zijn belangrijk als paai- en opgroeigebied voor vis, maar ook voor waterplanten. Het is belangrijk variaties in diepte te hebben zodat delen van de natte stroken continu waterhoudend blijven, anders vallen visbroed bij peilwisselingen droog. Voor vooroeververdedigingen in meren en kanalen worden openingen voorgeschreven (frekwentie, grootte) ten bate van de waterverversing, zodat er geen algenbloei en botulisme optreedt, en voor de bereikbaarheid voor vissen (CUR 201 1999a).

In de kleinere waterlopen moet eerder gewerkt worden aan een globale ecologische inrichting/beheer om de maximale natuurlijke variatie van het systeem te bereiken. Door meandering zal variatie ontstaan in oeverstructuur, substraat en stroomsnelheden. Daarnaast moet zowel laterale als longitudinale connectiviteit bereikt worden, zodat soorten als kwabaal in de zijgrachten kunnen paaien en de trekkende soorten kunnen migreren tussen de zee en de bovenlopen van de beken.

2. BELANG VAN ESD KRAAMKAMERFUNCTIE IN VLAANDEREN

Volgens de Rode Lijst van vissen in Vlaanderen (Vandelannoote & Coeck 1998, zie onderstaande tabel) zijn er van de 13 migrerende vissoorten die ooit in Vlaanderen voorkwamen 8 uitgestorven (houting, grote marene, elft, Atlantische steur, zeeprík, fint, Atlantische zalm, zeeforel) en 3 zeldzaam geworden (bot, rivierprík en spiering). Behalve waterverontreiniging, overbevissing en het plaatsen van stuwen en sluizen waardoor migrerende vissoorten niet meer tot de stroomopwaarts gelegen paaigronden geraken is het verlies aan habitats door het rechtekken en uitdiepen van rivieren een belangrijke oorzaak hiervan (Coeck 2002). Het plaatsen van stuwen zorgt eveneens voor een achteruitgang van stroomminnende vispopulaties doordat het natuurlijk verval van de stroom afneemt. De migrerende vissen die momenteel niet meer voorkomen in de Schelde kenden al een achteruitgang sinds het begin van onze tijdsrekening toen men begon met het ontbossen en het wijzigen van de natuurlijke habitat van rivieren (Van Damme & De Pauw 1995).

De enige migrerende vissoort die nooit verdwenen is uit de Vlaamse waterlopen is de paling. De reden hiervoor kan onder andere gezocht worden in het feit dat palingen niet paaien in rivieren. Hierdoor zijn deze vissen tijdens hun meest gevoelige levensfase niet afhankelijk van de morfologische wijzigingen in rivierbodems (Coeck 2002).

Zo kwam de Atlantische zalm vroeger talrijk voor in de Schelde en in de Maas maar sinds 1885 was er een sterke terugval van het aantal gevangen zalmen in het Maas- en Rijnbekken (Coeck 2002). De Belgische en Nederlandse overheid heeft tevergeefs geprobeerd de zalmopulatie terug op peil te brengen door middel van een nieuwe visserijwetgeving, het uitzetten van jonge zalmen en het plaatsen van vistrappen. Deze maatregelen waren echter weinig efficiënt. In 1942 werd officieel de laatste Belgische zalm gevangen. Sinds 1987 is men gestart met het Saumon 2000 project om de Atlantische zalm terug te introduceren in de Belgische rivierwateren. In het kader van dit project werden de migratiemogelijkheden nabij stuwen verbeterd door het plaatsen van vispassages, is de waterkwaliteit aanzienlijk verbeterd en heeft men paai- en opgroeigebieden hersteld. Sinds het begin van de 21^e eeuw worden hierdoor terug volwassen zalmen waargenomen in het Belgisch deel van de Maas. De herintroductie van de zalm is echter voornamelijk waarneembaar in zijrivieren van de Maas in Wallonië. In Vlaanderen wordt de totale oppervlakte die geschikt is als paai- en opgroeigebied voor de zalm als marginaal beschouwd door de sterke regulering en kanalisering van waterlopen. Op middellange termijn kunnen op Vlaams grondgebied wel nog volgende waterlopen meer geschikt gemaakt worden als paai- en opgroeiplaatsen voor zalm: de Grensmaas, Berwijn, Voer, Dommel-Bolliserbeek, Aabeek-Lossing en de Bosbeek. Op de lange termijn is het voor deze waterlopen mogelijk rivierherstel uit te voeren over grotere trajecten, zodat de oppervlakte aan geschikte habitat voor de verschillende levensstadia kan worden uitgebreid. Aanvullend is er ook nog een uitbreidingsmogelijkheid op de Jeker. Dit is mogelijk door vervanging van bestaande stuwen door stroomversnellingen, die dienst kunnen doen als paaiplaats, door rivierherstel om opnieuw de betere opgroehabitats te creëren en door sanering van de (gedeeltelijk uit Wallonië afkomstige) verontreinigingsbronnen (Internationale Commissie voor de Bescherming van de Maas 1999).

De Beneden-Schelde is wat betreft biodiversiteit van vissoorten nummer één in Vlaanderen. Behalve mariene soorten zoals haring en sprot komen er ook typische brakwatersoorten voor zoals spiering,

rivierprik, bot, fint, elft, en zoetwatervissoorten zoals snoek, snoekbaars, blankvoorn en karper. Met het oog op het verhogen van de vispopulatie en het verbeteren van de toestand van de riviervisserij is het essentieel om de kraamkamerfunctie van de Zeeschelde te optimaliseren. Zo is bijvoorbeeld uit recent onderzoek (Ministerie van Verkeer en Waterstaat et al. 2003) gebleken dat de natte stroken bij de Sasseplaat in het Hollandsch Diep belangrijk zijn als paai- en opgroeigebied voor vis, er werden niet minder dan 22 soorten jonge vis gevangen (Fig. 10.1). Het aanleggen van vooroevers als paaigebieden in de Beneden-Schelde zou een belangrijke meerwaarde kunnen betekenen voor het heropleven van de riviervisserij op de Schelde. Vandaag wordt er in de Zeeschelde beroepsmatig enkel nog op sprat gevist maar in de 14e eeuw zou in Vlaanderen de riviervisserij belangrijker geweest zijn dan de kustvisserij. Zo hadden Baasrode, Mariekerke en Rupelmonde tot vlak voor de eerste wereldoorlog belangrijke vissersgemeenschappen (Natuurpunt Antwerpen-Noord vzw 2002).



Figuur 10.1: Vooroevers Sasseplaat (Hollands Diep, de Gelder et al. 2003)

Het verbeteren van de paai- en kraamkamerfunctie van openbare waterlopen samen met andere maatregelen ter bestendiging van de visbestanden zou op termijn eventueel kunnen leiden tot een heropleving van de commerciële riviervisserij in Vlaanderen. Hieromtrent wordt momenteel echter nog weinig onderzoek gedaan.

Daarnaast kan een verbetering en toename van het aantal paaiplaatsen leiden tot de heropbouw van vispopulaties in kanalen en vijvers zodanig dat visuitzettingen voor de sportvisserij niet meer nodig zijn. In 1997 bedroeg het aantal hengelaars in België 250.000 waarvan 80.500 op Vlaamse openbare wateren (Vandenabeele et al. 1998). Dit aantal is in de periode 1997-2001 afgenomen. Daarentegen is het aantal hengelaars op privé-vijvers in Vlaanderen in dezelfde periode met 9% toegenomen, terwijl het aantal hengelaars op commerciële vijvers met 23% is gestegen (De Vocht & De Bruyn 2003). In totaal bestaan er in België 600 Hengelverenigingen. In 1982 bedroeg de totale jaaromzet van de hengelsport in België 150.000€ (Vandenabeele et al. 1998). In Nederland wordt bijvoorbeeld geschat dat de economische betekenis van de sportvisserij (met 560.000 hengelaars en een jaaromzet van 300.000€ in 2008, Sportvisserij Nederland 2009) in dezelfde orde van grootte ligt als die van de beroepvisserij (zee- en binnenvaart tesamen). Sociaal gezien heeft zij echter een grotere waarde vanuit het oogpunt van welzijn, met name in een periode van toenemende vrije tijd.

Tabel 10.1: Rode lijst van de inheemse en ingeburgerde zoet- en brakwatersoorten en van de rondbekken in Vlaanderen (Vandelannoote & Coeck, 1998)

Nederlandse naam	Soortnaam	Rode Lijst Vlaanderen
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	Momenteel niet bedreigd
Amerikaanse hondsvij	<i>Umbra pygmaea</i>	Zeldzaam
Atlantische steur	<i>Acipenser sturio</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Atlantische zalm	<i>Salmo salar</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	Momenteel niet bedreigd
Barbeel	<i>Barbus barbus</i>	Zeldzaam
Beekforel	<i>Salmo trutta trutta m. fario</i>	Zeldzaam
Beekprik	<i>Lampetra planeri</i>	Kwetsbaar
Bermpje	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	Momenteel niet bedreigd
Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Onvoldoende gekend (Zeldzaam?)
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	Momenteel niet bedreigd
Bliek, Blei	<i>Blicca bjoerkna</i>	Momenteel niet bedreigd
Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Zeldzaam
Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	Zeldzaam
Brasem	<i>Abramis brama</i>	Momenteel niet bedreigd
Bruine Amerikaanse dwergmeerval	<i>Ictalurus nebulosus</i>	Zeldzaam
Diklipharder	<i>Chelon labrosus</i>	Zeldzaam
Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Momenteel niet bedreigd
Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	Zeldzaam
Elft	<i>Alosa alosa alosa</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Zeldzaam
Europese meerval	<i>Silurus glanis</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Fint	<i>Alosa falax falax</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Gestippelde alver	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Met uitsterven bedreigd
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Momenteel niet bedreigd
Goudvis	<i>Carassius auratus auratus</i>	Momenteel niet bedreigd
Grote marene	<i>Coregonus lavaretus</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	Onvoldoende gekend (Met uitsterven bedreigd?)
Houting	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	Momenteel niet bedreigd

Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	Zeldzaam
Koornaarvis	<i>Atherina presbyter</i>	Zeldzaam
Kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i>	Zeldzaam
Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	Onvoldoende gekend (Zeldzaam?)
Kwabaal	<i>Lota lota</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	Momenteel niet bedreigd
Pos	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Momenteel niet bedreigd
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Momenteel niet bedreigd
Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	Zeldzaam
Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	Momenteel niet bedreigd
Rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Zeldzaam
Serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Zeldzaam
Sneep	<i>Chondrostoma nasus</i>	Zeldzaam
Snoek	<i>Esox lucius</i>	Momenteel niet bedreigd
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Momenteel niet bedreigd
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	Zeldzaam
Tiendornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	Momenteel niet bedreigd
Vetje	<i>Leucaspius delineatus</i>	Onvoldoende gekend (Zeldzaam?)
Vlagzalm	<i>Thymallus thymallus</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Winde	<i>Leuciscus idus</i>	Onvoldoende gekend (Zeldzaam?)
Zeeforel	<i>Salmo trutta trutta</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	Momenteel niet bedreigd
Zeeprik	<i>Petromyzon marinus</i>	Uitgestorven in Vlaanderen
Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>	Momenteel niet bedreigd
Zwarte Am. dwergmeerval	<i>Ictalurus melas</i>	Onvoldoende gekend (Zeldzaam?)

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

3.1. Kraamkamers

Kraamkamers zijn natuurlijke locaties waar jonge vissen kunnen opgroeien. Het zijn vaak ondiepe waters waar een rijke plantengroei aanwezig is en waar de vissen zich kunnen beschermen tegen de stroming en tegen predatoren. Typische kraamkamers vindt men langs glijoevers van meanderende rivieren, in ondiepe waterplassen in polders en moerasgebieden, in overstromingsgebieden, in kalme zijtakken van rivieren zoals een afgesneden meander of zijgrachten, etc.

3.2. Verhoging biodiversiteit

Kraamkamers zorgen voor een verhoging van de biodiversiteit doordat natuurlijke prooi-predator relaties in stand gehouden worden. Indien bepaalde vissoorten zich niet kunnen voortplanten door het ontbreken van geschikte paaiplaatsen verstoort dit het natuurlijke evenwicht. Door het aanleggen van ondiepe natuurvriendelijke oevers die dienst doen als kraamkamers verhoogt de habitatdiversificatie en dus de biodiversiteit. Natuurvriendelijke oevers stimuleren de herpopulatie door bepaalde vissoorten en vergroten zo de biodiversiteit.

3.3. Heropbouw vispopulatie

Door het verbeteren van bestaande paaiplaatsen en kraamkamers en het aanleggen van natuurvriendelijke oevers worden de voortplantingsmogelijkheden voor vissen verbeterd. Vispopulaties die in Vlaanderen zeldzaam zijn geworden of zelfs zijn uitgestorven kunnen hierdoor hergeïntroduceerd worden, hun populatie heropbouwen en onderhouden. Indien goede paaiplaatsen en kraamkamers aanwezig zijn kunnen vispopulaties zichzelf bestendigen en kan vermeden worden dat ten behoeve van de sportvisserij vissen dienen uitgezet te worden.

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit kraamkamerfunctie

Vergroten vispopulatie

Door het voorzien van geschikte paaiplaatsen kunnen vispopulaties hersteld worden en zichzelf bestendigen. Hierdoor kunnen visuitzettingen ten behoeve van de sportvisserij vermeden worden. Een voorbeeld van het aantal kosten voor het aankopen van vis (vzw De Molenvissers 2010):

- 1000 kg brasem
- 200 kg winde
- 100 kg zeelt
- 100 kg kroeskarper
- 500 kg zomerbrasem
- 100 kg paling

Totaal: 6000€/jaar

De winsten van de ecosysteemdienst kraamkamerfunctie kunnen beschouwd worden als de kosten die worden uitgespaard voor het uitzetten van vis.

Verhogen biodiversiteit

Het optimaliseren van de kraamkamerfunctie werkt als ondersteunende dienst voor het verhogen van de biodiversiteit en de hiermee gelinkte ecosysteemwinsten.

De kosten van het optimaliseren van ESD kraamkamerfunctie betreffen de kosten voor inrichtings- en onderhoudswerken van vijvers en waterlopen. De kosten zijn het hoogst indien men via uitgraving de oude waterloop herconstrueert. Een kleinere ingreep is het aanleggen van driehoekskeerribben voor het creëren van stromingsverschillen en het versnellen van het meanderproces. In vijvers komt dit neer op het herinrichten van de oevers door deze te verbreden en te verflauwen.

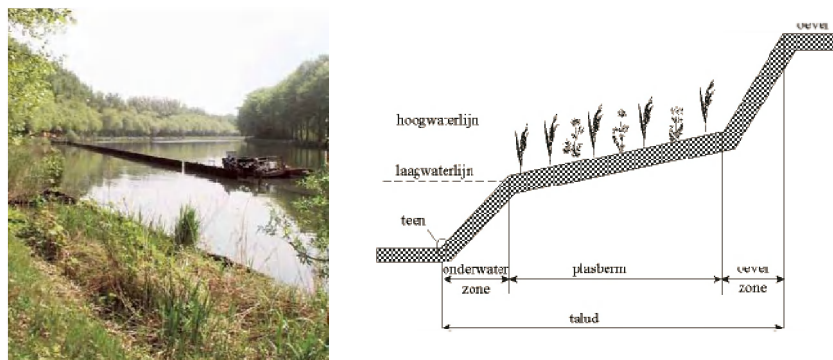
4.2. Maatregelen om kraamkamerfunctie te optimaliseren

Het kanaliseren van een rivier omvat een aantal ingrepen die de natuurlijke eigenschappen van de rivier veranderen. De rivier wordt in de eerste plaats rechtgetrokken om de vaartijd in te korten. Daardoor verhoogt de stroomsnelheid van het water. De rivier wordt meestal ook verdiept en/of verbreed en de oevers worden verstevigd om golfslag van schepen op te vangen. Daarnaast kunnen stuwen en sluisen aangelegd worden om het debiet en de diepte van de waterloop te regelen. Door deze aanpassingen kunnen natuurlijke paaiplaatsen zoals ondiepe oeverzones verdwijnen of ontoegankelijk gemaakt worden voor migrerende vissoorten.

Er bestaan verschillende mogelijkheden om kraamkamergebieden te bestendigen of aan te leggen:

Plasbermen en vooroevers

Natuurvriendelijke oevers (harde oevers, steile oevers) kunnen worden omgevormd tot natuurvriendelijke oevers door het aanleggen van plasbermen (Fig. 10.2). Hierbij wordt een vooroever aangelegd met stenen of een muurtje dat boven het water uitsteekt. Erachter ligt de eigenlijke plasberm. Plasbermen zijn ondiepe, glooiende oevers met een rijke plantengroei. Ze zijn rijk aan bacteriën en micro-organismen die samen met de planten instaan voor het zelfzuiverende vermogen van de waterloop en vormen zo een ideale paaiplaats voor vissen, amfibieën en watervogels. Het aanleggen van een dergelijke plasberm verhoogt bovendien het waterbergingsvermogen van een vijver of rivier en de landschappelijke aantrekkelijkheid van een gebied en beïnvloeden ze de koolstofhuishouding.



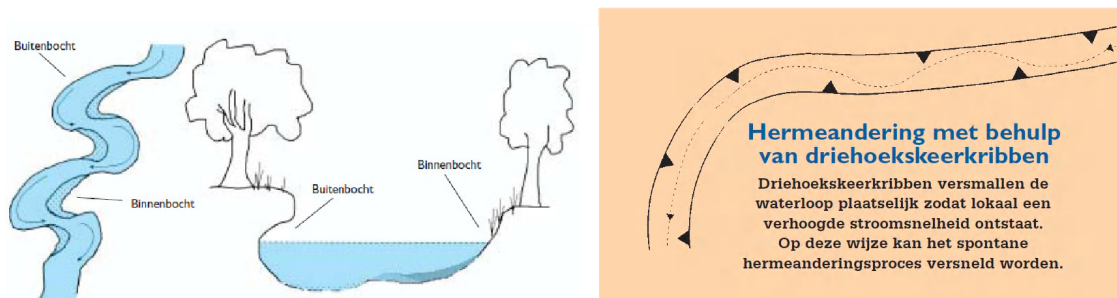
Figuur 10.2: links plasberm met vooroever langs het kanaal Bochoolt-Herentals (Denayer B. 2010), rechts schema van een plasberm (www.polderblankenberae.be)

Meanders

In meanderende rivieren is de stroomsnelheid lager dan in gekanaliseerde rechtlijnige rivieren. Bovendien ontstaan er verschillen in stroomsnelheid in de dwarssectie van de rivier. In de buitenbocht stroomt het water het snelst en wordt de oever uitgeërodeerd, terwijl in de binnenbocht materiaal wordt afgezet en zich een minder diepe oeverzone vormt met traagstromend water waarin waterplanten zich kunnen stabiliseren. Binnenbochten vormen zo ideale paaiplaatsen en kraamkamers voor vissen. Meanders die bij het rechtekken van de rivier gedeeltelijk zijn afgesneden

van de waterloop maar die nog in verbinding staan met de waterloop vormen ook geschikte paaiplaatsen en kraamkamers.

Er bestaan verschillende technieken om de oorspronkelijke loop van een rivier te herconstrueren. Men kan de oude waterloop reconstrueren via uitgraving, men kan het proces van meandering versnellen door driehoekskeerkrabben aan te leggen (Fig. 10.3) of men kan de oeverversteving wegnemen zodat meandering op natuurlijke wijze terug optreedt (VMM 2003). Men kan ook meanders die zijn afgesneden van de rivier bij het rechte trekken terug in verbinding stellen met de waterloop zodat deze zones toegankelijk worden voor vissen.



Figuur 10.3: links bovenaanzicht en dwarsdoorsnede van een meanderende beek, rechts artificiële hermeandering (VMM 2003)

Herstel natuurlijk verval van de rivier

Het natuurlijk verval van de rivier kan worden hersteld door het verwijderen van stuwen en sluisen. Hierdoor verbetert het paaihabitat van stroomminnende vissoorten zoals barbeel, kopvoorn, beekforel, gestippelde alver, serpeling, sneep en elrits die momenteel nog zelden voorkomen in Vlaanderen (zie Rode Lijst) en die grotendeels vervangen zijn door niet rheofiele soorten zoals baars, blankvoorn en brasem. Indien het natuurlijke verloop van de rivier niet hersteld kan worden kan naast de rivier een nevengeul aangelegd worden met een grotere ruwheid en een groter verval.

Overstromingsgebieden

Voor bepaalde vissoorten, zoals de kwabaal, vormen natuurlijke overstromingsgebieden belangrijke kraamkamers. Door het indijken van waterlopen en het droogleggen van wetlands en moerassen zijn natuurlijke overstromingsgebieden onoverstroombaar gemaakt waardoor ook de beschikbaarheid van geschikt opgroeihabitat is verminderd. Zo was bijvoorbeeld in België de kwabaal volledig verdwenen (herinstructie in Grote Nete in 2005) en is deze vis in West-Europa momenteel bedreigd met uitsterven (VMM 2003). Een andere soort die afhankelijk is van overstromingsgebieden is de grote modderkruiper. Het herinrichten van gecontroleerde overstromingsgebieden kan gerealiseerd worden door de oeverversteving te verwijderen of dijken door te breken. Ook kunnen historische moerasgebieden in hun oorspronkelijke staat hersteld worden door vernatting van de verdroogde valleigebieden. Dit zal bijvoorbeeld gerealiseerd worden in het Sigmaplan voor verschillende rivieren met getijwerking, zoals de vallei van de Grote Nete en de Durmevallei.

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Onrechtstreekse effecten

Het optimaliseren van de ESD kraamkamerfunctie heeft als onrechtstreeks effect een invloed op het eutrofiëringrisico van vijvers en plassen. Door het aanleggen van plasbermen met rijke vegetatie zullen aan het water nutriënten onttrokken worden waardoor excessieve algenbloei vermeden wordt. Waterplanten treden in competitie met fytoplankton voor nutriënten en kunnen zo algenbloei onderdrukken. Zo verminderen ze het risico op eutrofiëring in vijvers en plassen en blijft het water helder wat de recreatieve waarde van de plassen bevordert.

De hermeandering van stromen ten behoeve van het optimaliseren van kraamkamers heeft onrechtstreeks een effect op het landschap. Door het herstel van de natuurlijkheid van de rivier verhoogt de landschappelijke waarde. De verbetering van de biodiversiteit als gevolg van de inrichting van begroeide oevers en het stimuleren van de vispaai verhoogt eveneens de recreatieve landschappelijke waarde van het gebied.

Het herstel van de natuurlijke meandering van de rivier kan eventueel een negatief effect hebben op het omliggende landschap doordat de rivier zichzelf lateraal steeds verder insnijdt in het landschap. Hierdoor zullen omliggende stukken grond verloren gaan.

5.2. Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen

Het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (INBO) voert uitgebreid ecologisch onderzoek rond vissen in Vlaanderen, voornamelijk rond kweek en behoud van bedreigde inheemse vissoorten, pollutanten in verschillende vissoorten, vissen als ecologische indicatoren en vismigratie.

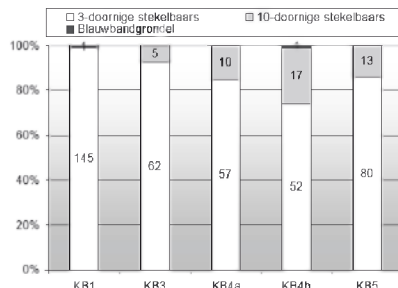
De Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) coördineert het integraal waterbeleid in Vlaanderen en meet en controleert de Vlaamse waterkwaliteit. Zij staan onder andere in voor het herstellen van de ecologie van waterlopen en de coördinatie van werken aan oevers. Het INBO heeft recent een onderzoek verricht rond het herintroduceren van kwabaal, beekforel, serpeling en kopvoorn in de Vlaamse wateren. Daarbij werd onderzocht wat de redenen zijn voor het mislukken van eerdere pogingen van herintroductie van deze soorten. Toekomstig onderzoek moet uitwijzen of de geherintroduceerde vispopulaties van kwabaal, serpeling, beekforel en kopvoorn kunnen standhouden via natuurlijke reproductie of aangevuld moeten worden met gekweekte individuen. Ook de groei en de conditie van uitgezette dieren dient opgevolgd te worden. Verder moeten de effecten van voorgestelde ingrepen ter verbetering van het habitat en het overbrugbaar maken van migratiebarrières onderzocht worden (De Neucker et al. 2009).

De onderzoeksgroep ECOBE van de Universiteit van Antwerpen voert in samenwerking met partners zoals het Agentschap voor Natuur en Bos onderzoek uit rond ecosysteemherstel en -beheer.

6. VOORBEELDEN VAN ESD KRAAMKAMERFUNCTIE IN VLAANDEREN

In Vlaanderen werden er in de afgelopen jaren in het kader van het integraal waterbeheer talrijke projecten gerealiseerd rond ecologisch rivierherstel. De uitgevoerde ingrepen betreffen onder andere de hermeandering en aanleg van plasbermen en paaiplaatsen. Een voorbeeld waarvoor het effect van

de maatregelen is onderzocht is het project rond de ecologische inrichting van de Koude Beek in Borsbeek sinds 2000 (Van Ballaer et al. 2007). Uit het onderzoek blijkt dat de maatregelen een positieve invloed hebben gehad op het visbestand. Uit onderstaande figuur kan worden afgeleid dat ter hoogte van de ingerichte paaiplaats (KB4b) de soortendiversiteit het grootst is. Hiermee wordt het belang aangetoond van kraamkamerfunctie als steunende ESD voor de biodiversiteit.



Figuur 10.4: Soortensamenstelling in de trajecten van de Koude Beek (aantallen per soort). KB1: retentiezona waarin zijloop uitmondt, KB3: schanskorven voor versteviging van oever, KB4b: paaiplaats (Van Ballaer et al. 2007)

Andere stromen waar inrichtingsmaatregelen zijn uitgevoerd ter ondersteuning van de kraamkamerfunctie voor vissen betreffen Loeijens Neetje, Grote Nete – Grote Laak, Barebeek, Jeker en Oude Kale.

7. LITERATUUR

AquaTerra 2001. Bemonstering van de visstand op de Sasseplaat in het Hollandsch Diep juli en september 2001. AquaTerra AT30.2001.159.

Belpaire C. 2002. Monitoring van de glasaalrecrutering in België. Rapport Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.Wb.V.WR.2002.87, Hoeilaart.

Coeck J. 2002. Het verschijnsel vismigratie in Vlaamse waterlopen. Referaat Studiedag Vismigratie 14 juni 2002. Instituut Natuur- en Bosonderzoek

CUR 1999a. Handboek natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. CUR 201.

CUR. 1999b. Natuurvriendelijke oevers: oeverbeschermingsmaterialen. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat CUR publicatie, 202. Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving (CUR): Gouda.

CUR. 1999c. Natuurvriendelijke oevers, fauna. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, CUR-publicatie 203, Stichting CUR, Gouda

De Molenvissers vzw 2010. Website De Molenvissers Jabbeke. www.molenvissers.be

De Vocht A. & De Bruyn L. 2003. Natuurrapport 2003 : toestand van de natuur in Vlaanderen : cijfers voor het beleid.[IN.MED.21]. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 21. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel : Belgium. ISBN 90-403-0178-8. p.196-201

Denayer B. 1994. Ontwikkelingsplan voor de openbare visserij in het hydrografisch bekken van de Ijzer. Studie uitgevoerd door het IBW, in opdracht van de Provinciale Visserijcommissie West-Vlaanderen, Rapport IBW.Wb.V.R.94.25

Denayer B. 2010. Vislijn 2010. Agentschap voor Natuur en Bos. Pp. 32

Internationale Commissie voor de Bescherming van de Maas 1999. Trekvisserij in de Maas – Stand van Zaken 1999.

Sportvisserij Nederland 2009 M1/00-27. Jaarverslag 2008.

de Gelder A., de la Haye M., Stam J.M.T., van Bommel H.G., van der Wal M., Graafland M.A. 2003. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland (RWS, ZH), Dienst Weg- en Waterbouwkunde (RWS, DWW), Aqua Sense. Verkennende studie vooroevers Rijn-Maasmonding: het functioneren van vooroeververdedigingen bij een ander beheer van de Haringvlietsluizen.

Monden S., De Charleroy D., Coeck J., Van Liefvering C. en Vandenabeele P. 2000. Voorstel tot implementatie van de Benelux Beschikking inzake vismigratie in het Vlaamse beleid, Versie 2, 2 maart 2001. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.Wb.VR.2001.83 - IN.R.2001.2

Natuurpunt Antwerpen-Noord vzw 2002. Vissen in troebel water. www.scheldeschorren.be

TEEB 2009 'The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. Summary: Responding to the Value of Nature'

Van Ballaer B., Van Lieffering C. & Meire P. 2007. Evaluatie van de effectiviteit van natuurtechnische maatregelen in het waterbeheer in de provincie Antwerpen. Rapport Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer – ECOBE 07-R97

Van Damme D. & De Pauw N. 1995. Ontwikkelingsplan voor de visserij op de Schelde beneden Gent. Rapport Universiteit Gent, Laboratorium voor Biologisch Onderzoek van Waterverontreiniging, Gent.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., De Charleroy D., Coeck J. & van Vessem J. 2009. Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2008. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.39). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

Vandelannoote A. & Coeck J. 1998. Rode lijst van de inheemse en ingeburgerde zoet- en brakwatersoorten en van de rondbekken in Vlaanderen. Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen (ed. by Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R.F., Coeck, J., Maes, J., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denayer, B., Beyens, J., De Charleroy, D., Vandenabeele, P.), pp. 259-264. Water-Energik-vLario, Wijnegem.

Vandelannoote A. & Coeck J. 1998. Rode lijst van de inheemse en ingeburgerde zoet- en brakwatersoorten en van de rondbekken in Vlaanderen. Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen (ed. by Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R.F., Coeck, J., Maes, J., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denayer, B., Beyens, J., De Charleroy, D., Vandenabeele, P.), pp. 259-264. Water-Energik-vLario, Wijnegem.

Vandenabeele P., Belpaire C., Denayer B., Beyens J., Yseboodt R., Samsoen L., Van Thuyne G. & Maes J. 1998. De visstand en de bevissing van de Vlaamse binnenwateren. Water nr. 100, mei/juni 1998, p. 150-164

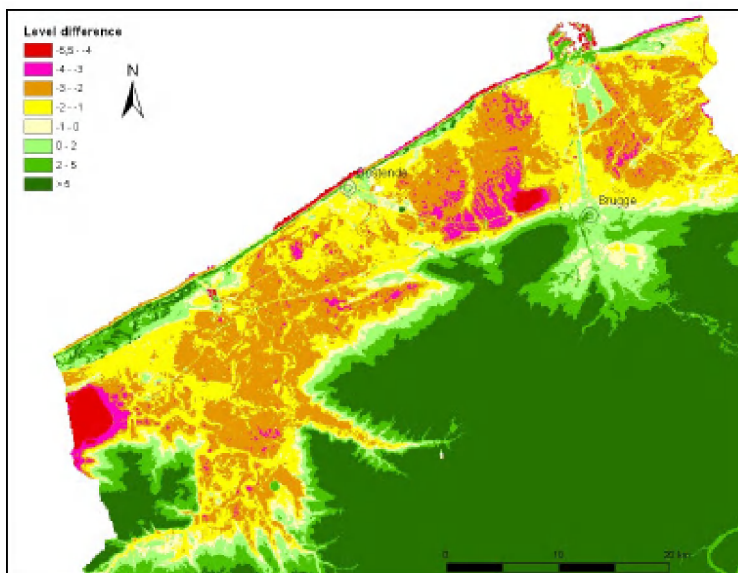
VMM 2003. De Grote Nete en de Grote Laak – Naar een ecologisch herstel van waterloop en vallei. D/2003/3241/149

Hoofdstuk XI. Vermijden van overstromingen

Sander Jacobs°, Katrien Van Der Biest°, Stijn Temmerman* (°:UA-ECOB; *:UA-PLG)

1. ABSTRACT

De 'ecosysteemdienst energiedissipatie en kustverdediging door duinen en intergetijdengebieden' is in Vlaanderen, met 67 km kustlijn en 150 km macrotidaal estuarium, van enorm belang: het grootste deel van de Belgische kustvlakte ligt 2m onder het niveau van een gemiddelde jaarlijkse storm van +5,5m TAW (Fig. 11.1), terwijl de hoogwaterstand aan de Vlaamse kust tijdens de stormvloed van 1953 tot 6,73 m T.A.W bedroeg. Langs de Schelde lopen de tij-amplitudes op tot 6m. De gehele Schelde is bedijkt, maar ook hier bieden ongeveer 4100 hectare slikken, platen en schorren bijkomende bescherming voor de dijkconstructies.



Figuur 11.1: Niveaoverschil tussen kustvlakte en Noordzee tijdens een gemiddelde jaarlijkse storm van +5,5m TAW (aangepast uit Verwaest et al., 2005)

Overstromingen vanuit de bovenstroomse afvoer worden in deel niet expliciet besproken (zie hoofdstuk I), maar kunnen wel in de ruime definitie van deze ESD worden geplaatst. Het belangrijkste onderliggende fysische proces van kustbescherming, de golfdemping, wordt gerealiseerd door fysische structuren als stranden en duinen (lokale bathymetrie) maar ook door het ecosysteem (plantaardige of dierlijke begroeiing). Ook de directe stockage van stormvloedwater door getijdengebieden is van belang. Hierdoor wordt de energie van de getijgolf als geheel gedissipeerd over een groter volume, zodat gebieden opwaarts beschermd worden. Belangrijke structuren zijn stranden en duingordels en de ermee gelinkte ecosystemen, maar ook slikken en schorren leveren een grote bijdrage aan de ecosysteemdienst kustbescherming.

De baten van deze ecosysteemdienst zijn zeer groot, en dit is vooral te wijten aan het grote socio-economische risico dat gepaard gaat met overstromingen. Het maximaliseren van deze ecosysteemdienst kan op verschillende manieren, die ingrijpen op erosie- en sedimentatieprocessen

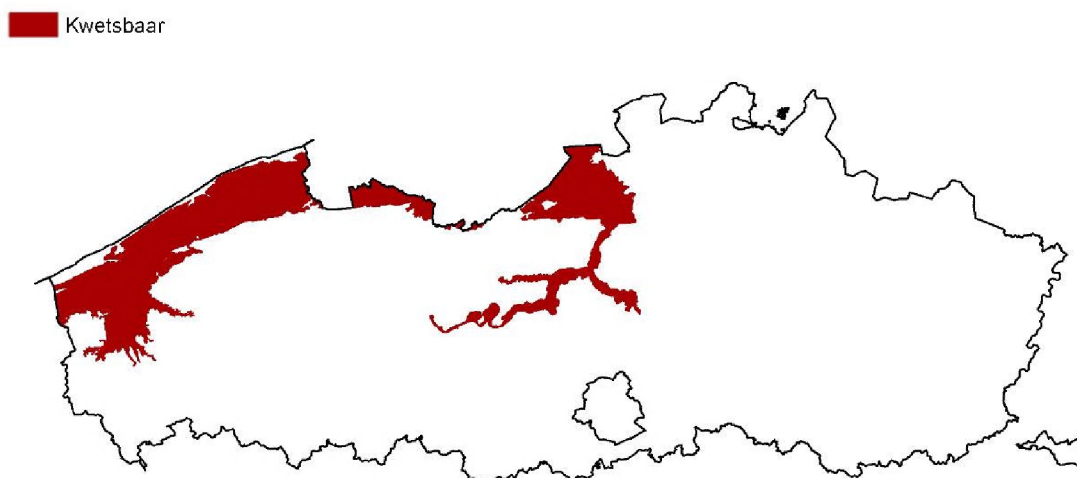
of die de hoogteligging van stranden of dijken rechtsreeks beïnvloeden. Hoewel deze projecten dikwijls grootschalig van aard zijn, weegt de kostprijs meestal niet op tegen de enorme baten van deze ecosysteemdienst.

2. HET BELANG VAN ENERGIEDISSIPATIE EN KUSTVERDEDIGING IN DE VLAAMSE CONTEXT

Wereldwijd leven 1,2 miljard mensen (23% van de wereldpopulatie) binnen de 100 km afstand van de kust (Small et al 2003), en tegen 2030 zal dit 50% bedragen. Deze populaties zijn blootgesteld aan specifieke gevaren als stormvloed, tsunami's, orkanen en overdracht van oceaan-gerelateerde infecties (Adger et al 2005). Naar schatting 10 miljoen mensen per jaar lijden onder overstromingen in kustgebieden, en in 2080 zal dit stijgen tot 50 miljoen ten gevolge van de stijgende bevolkingsdichtheid en de klimaatverandering (Nicholls 2004).

Natuurlijke systemen, zoals duingordels, getijdengebieden, mangroves, en zeegrasvelden dempen golven of bevorderen aangroei van de kustlijn door sedimentatie en leveren op deze manier bescherming tegen deze risico's (Koch et al 2009). Kust-ecosystemen en de diensten die daardoor geleverd worden staan globaal onder grote druk. Klimaatveranderingen, antropogene nutriënten-input, habitatdegradatie, wijzigingen in het voedselweb en vervuiling bedreigen hun voortbestaan (Silliman et al 2005, Orth et al 2006, Halpern et al 2008). Kwantificering van de economische waarde van deze diensten en het incorporeren van deze waarde in socio-economische analyses is een sleutelfactor in het behoud van deze winst-genererende ecosystemen (NRC 2005, Hein et al 2006).

In Vlaanderen, met 67 km kustlijn en 150 km macrotidale getijdenrivier is de ecosysteemdienst van enorm belang (Fig. 11.2).



Figuur 11.2: Gebieden die van nature kwetsbaar zijn voor stormvloedschade. Gebaseerd op de ecodistricten van Vlaanderen (polders en getijdeschelde) (Antrop et al, 2002)

Van de kustlijn is ongeveer de helft bedijkt, terwijl 460 hectare zeeverende duinen en 2100 ha strand zorgen voor cruciale bijkomende natuurlijke zeewering: ongeveer 85 % van de Nederlandse en Belgische kustgebieden ligt onder 5m T.A.W. (EEA,2006), terwijl de hoogwaterstand aan de Vlaamse kust tijdens de stormvloed van 1953 6,73 m T.A.W bedroeg (Baeteman 1995). Langs de Zeeschelde lopen de tij-amplitudes op tot 6m. De gehele Schelde is bedijkt, maar ook hier beschermen ongeveer 4100 hectare slikken, platen en schorren de dijkconstructies. Bovendien worden in het kader van het vernieuwde sigmaplan nog eens meer dan 3000 hectare gecontroleerde overstromingsgebieden aangelegd die de watermassa bij een stormvloed kunnen opvangen.

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

3.1. Golfdemping

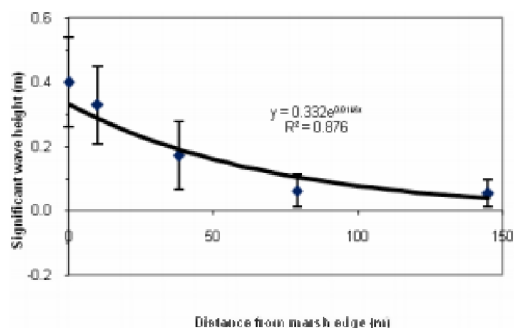
Golfdemping is het belangrijkste onderliggende fysische proces van kustbescherming. Golfdemping wordt gerealiseerd door fysische structuren als stranden en duinvoeten, maar ook door het ecosysteem zelf. Het is dan een functie van de hoeveelheid plantenmateriaal, sedentair dierlijk materiaal (Coops et al 1996) en de lokale bathymetrie (waterdiepteverloop). Bladeren, stengels en in sommige gevallen ook wortels vormen een bron van frictie voor het langstromende water (Massel et al 1999). Biotische structuren beïnvloeden op deze manier het momentum van de watermassa, wat leidt tot een reductie in stroomsnelheid en een attenuering van golfenergie (Koch et al 2006, Fig. 11.3). Ook door het invangen van sediment en het op deze manier wijzigen van de bathymetrie dragen ecosystemen bij tot de kustverdediging.

3.2. Directe stockage van watervolumes

Een derde proces van belang is de directe stockage van stormvloedwater door getijdengebieden, waardoor de energie van de getijgolf als geheel wordt gedissipeerd over een groter volume. Hierdoor worden gebieden opwaarts beschermd. In Vlaanderen worden in het SIGMA-plan grote ingedijkte oppervlaktes voorzien voor het dissiperen van stormvloeden in de Zeeschelde.

3.3. Stranden en duingordels

Belangrijke structuren zijn stranden en duingordels, en de ermee gelinkte ecosystemen. Begroeiing van duinen heeft een stabiliserend effect op het zand en verlaagt zo de erosiegevoeligheid van het duin. Daarnaast fungeren planten als sedimenttrap en stimuleren ze de aangroei van het duin en dus de bescherming tegen overstromingen. Ook subtidale ondieptes met specifieke begroeiingen of kolonies zoals bvb zeegrassen of mosselbanken dempen de golfenergie en werken als sedimenttrap. Tijdens stormvloeden zullen duinen niet alleen de golfenergie afzwakken maar zullen zij, zolang er geen bres ontstaat, ook vermijden dat het achterland overstroomt. Duinen fungeren dus als natuurlijke zeewering. Brede, lage duinen bieden daarbij een betere bescherming tegen overstromingen dan smalle, hoge duinen. Bij beperkte stormvloeden kunnen stranden ook dienst doen als natuurlijke zeewering en de stormvloed afblokken.

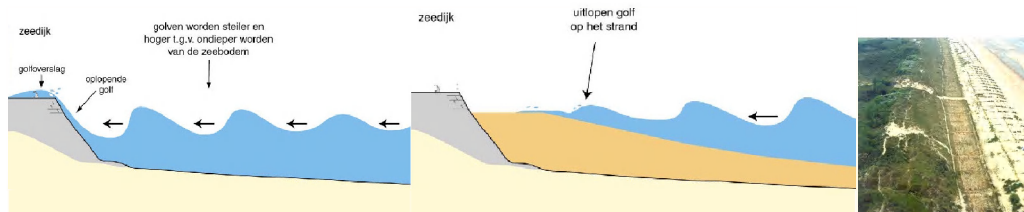


Figuur 11.3: Attenuering van golfenergie door een schor (Barbier et al 2008)

3.4. Slikken en schorren

Ook slikken en schorren leveren een grote bijdrage aan de ecosysteemdienst kustbescherming. Hier zijn duidelijke verschillen aanwezig tussen schorren welke begroeid zijn met kruidachtige vegetaties en schorren die begroeid zijn met bomen. Ook in Vlaanderen kan deze laatste structuur van belang zijn daar de typische wilgenvloedbossen die zich in het zoetwatergetijdengebied van het estuarium bevinden, net daar waar het risico op schade door stormvloed het hoogst is.

Verder valt te verwachten dat de vorm (breedte-lengte verhouding), de oppervlakte, de helling en de oriëntatie van de schorgebieden van belang zijn, alsook vegetatiekenmerken die de frictie ten opzichte van de waterstroming beïnvloeden.



Figuur 11.4: Attenuering van golfenergie door een strand biedt bijkomende bescherming voor achterliggende stucturen, zoals duingordels (foto rechts) maar ook harde kustbescherming zoals dijken.

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit energiedissipatie en kustverdediging

In deze paragraaf wordt geput uit twee afzonderlijke studies. Van Dam 2007 berekende in detail de sociaal-economische baten van kustverdediging op basis van kengetallen voor enkele cases in Nederland. Deze worden ook vergeleken met eerdere schattingen. Voor de maatschappelijke baten van natuurlijke oeververdediging en dissipatie van stormvloedwater worden de cijfers uit Couderé et al 2005 gebruikt, welke een synthese geven van de MKBA studie voor het geactualiseerde Sigma-plan.

In beide studies worden de kosten verrekend als risico's (kans x schade) door stormen, vermeerderd met de kosten van uitvoering van bepaalde maatregelen, terwijl de baten zich uitsplitsen over verschillende socio-economische sectoren. Daarbij kan gesteld worden dat het resultaat van de inspanning (een welvaartstoename in de breedste zin van het woord) de kosten van de investering

minimaal moet evenaren. Kustverdediging resulteert in een afname van de jaarlijks verwachte schade. Deze jaarlijkse afname is de welvaartstoename als gevolg van het versterkingsproject. De actuele waarde van de welvaartstoename betreft de totale welvaartstoename over de planperiode van het project uitgedrukt in een basisjaar, namelijk het jaar van aanleg (van Dam 2007).

Kustverdediging (naar van Dam 2007)

Wanneer het veiligheidsniveau door de aanleg van kustversterking in het verstedelijkte gebied zodanig toeneemt dat de kans op duinafslag tot aan de bouwgrens van eens per 30 jaar afneemt tot eens per 10.000 jaar betekent dit volgens de definitie van dit onderzoek dat bij benadering het gehele gebied is beveiligd.

In deze paragraaf is een overzicht opgenomen van het jaarlijkse economische risico van Bergen aan Zee (NL) ten gevolge van zeer zware stormen met een herhalingsijd tot 1/10.000 jaar (tab; 11.1 en 11.2; van Dam 2007). Door de jaarlijkse risico's te verdisconteren over 100 jaar, wordt de actuele waarde van de stormschade over deze periode bepaald. Onderstaande tabellen tonen het jaarlijkse risico en de bijhorende actuele waarde over een periode van 100 jaar.

Tabel 11.1: Jaarlijks economisch risico en de actuele waarde in 2007 ten gevolge van de verwachte stormschade aan risicovolle objecten in Bergen aan Zee. Discontovoet 7%, 0% economische groei.

	Risico laag [€]	Risico Hoog [€]	Actuele waarde laag [€]	Actuele waarde hoog [€]
Schade aan woningen door duinafslag	140000	189000	2142000	2.891.700
Schade aan woningen door golfoverslag	5400	11500	82620	175.950
Tijdelijke waardedaling door fysieke schade	10500	13500	160650	206.550
Schade aan bedrijven door duinafslag	24200	124900	370260	1.910.970
Schade aan bedrijven door golfoverslag	1120	2408	17136	36.842
Totaal	181220	341308	2772666	5222012

Tabel 11.2: Jaarlijks economisch risico en de actuele waarde in 2007 ten gevolge van de verwachte stormschade aan risicovrije objecten in Bergen aan Zee. Discontovoet 4%, 0% economische groei.

	Risico laag [€]	Risico Hoog [€]	Actuele waarde laag [€]	Actuele waarde hoog [€]
Schade dagrecreatie door natuurverlies	232	2000	5916	51.000
Schade verblijfsrecreatie door natuurverlies	64	700	1632	17.850
Afname niet- gebruikswaarde natuur	100	800	2550	20.400
Schade dagrecreatie door kwaliteitsafname water en strand	3000	122000	76500	3.111.000
Schade aan verblijfsrecreatie door kwaliteitsafname water en strand	500	22700	12750	578.850
Afname potentieel infiltratiegebied voor drinkwater	800	3200	20400	81.600
Verwachte overlast door evacuatie	5700	32200	145350	821.100
Verwacht economisch verlies door slachtoffers	0	2160	0	55.080
Verwachte afname van geestelijke en lichamelijke gezondheid	164	18517	4182	472.184
Totaal	10560	204277	269280	5209063

Van Dam focust verder op maatregelen die worden genomen om natuurlijke kustverdediging te bestendigen en duinafslag te voorkomen en te compenseren (zie verder). De baten van deze

maatregel zijn gelijk aan de totale voorkomen schade (risicovolle + risicovrije objecten) door stormen met een herhalingsjijd van 10.000 jaar (Tab. 11.3). De maatregelen worden verondersteld 100% effectief te zijn en dus de stormschade te herleiden tot 0€.

Tabel 11.3 Totale actuele baten (som van de actuele waarde voor risicovolle en risicovrije objecten) van kustverdediging in miljoenen euro volgens van Dam (2007):

Economische groei	0,00%	0,50%	1,00%	2,0%
Lage inschatting [M€]	3	3,3	3,6	4,3
Hoge inschatting [M€]	10,4	11,5	12,8	16,4

Tabel 11.4: : actuele baten in [M€] van kustverdediging alleen voor woningen, bedrijven en infrastructuur volgens de nieuwe methode, volgens Nielen-Kiezenbrink (2005) en volgens Nieuwenhuijzen en Planteijdt (2005).

Economische groei	0,00%	0,50%	1,00%	2,0%
Lage inschatting [M€]	2,5	2,7	2,9	3,5
Hoge inschatting [M€]	4,8	5,1	5,6	6,7
Nielen-Kiezebrink [M€]	5,8	5,8	5,8	5,8
Nieuwenhuijzen [M€]	2,4	2,4	2,4	2,4

Men kan zich afvragen in hoeverre de in dit onderzoek (van Dam 2007) gepresenteerde methode toepasbaar is op Vlaamse projecten. Ten eerste dient vermeld te worden dat het waarderen van welvaartseffecten waarvoor geen directe marktprijs bestaat een relatief nieuwe ontwikkeling is binnen de economische wetenschap. De methode kan zodoende alleen worden toegepast als deze posten in het betreffende land worden geaccepteerd als onderdeel van de maatschappelijke welvaart.

Ten tweede kan het monetariseren zoals dat in dit onderzoek heeft plaatsgevonden niet één op één overgenomen worden in andere projecten. Welvaart wordt per land en cultuur anders gewaardeerd zoals ook de normen en waarden per land kunnen verschillen. Dit uit zich onder andere in het regeringsbeleid. In Zweden wordt bvb meer waarde gehecht aan veiligheid en het milieu dan bijvoorbeeld in Polen. Hetgeen ook in een kosten-batenanalyse zal terugkomen. Er bestaan echter wel methodes voor het overnemen van resultaten uit bestaande studies, zoals de "direct benefit transfer" waarbij de gevonden cijferwaarden mits kleine aanpassingen rechtstreeks uit een andere studie worden overgenomen, of het overnemen van de waarderingsfunctie (in plaats van de cijfers) uit een bestaande studie (LNE 2007).

Ten derde is het belangrijk te realiseren dat het veiligheidsbeleid zoals dat in Nederland wordt uitgevoerd voortvloeit uit hun unieke ligging (deels) beneden de zeespiegel. Nederland maakt bewust onderscheid tussen binnendijkse en buitendijkse activiteiten en hangt hier juridische consequenties aan. De problematiek die in dit onderzoek centraal staat is het gevolg van intensief en extensief economisch gebruik van een kustzone gevoelig voor erosie waarvoor de overheid geen expliciete verantwoordelijkheid draagt. Dit is zodoende ook een voorwaarde voor het gebruik van deze methode. In veel landen bestaat er de mogelijkheid verzekeringen af te sluiten tegen overstromingsschade. In Groot-Brittannië is deze verzekering af te sluiten wanneer de verzekerde er bij de inrichting van zijn woning / bedrijf alles aan doet om in geval van overstroming de gevolgschade te beperken. In dit geval neemt maatschappelijke druk om voor rendabele bescherming te zorgen af.

Energiedissipatie

In Couderé et al worden gegevens van de eerdere maatschappelijke kosten-baten analyse voor het geactualiseerde sigmaplan samengevat (Tab. 11.5). Dit plan bestrijkt de veiligheid, natuurlijkheid en toegankelijkheid van de Schelde van Gent tot aan de Nederlandse grens.

Uit de tabel blijken duidelijk de grote baten (hogere netto actuele waardes en lagere terugbetaaltermijnen) bij het toepassen van GOG (gecontroleerd overstromingsgebied) in vergelijking met meer technocratische oplossingen als een stormvloedkering. Het verschil tussen deze alternatieven is indicatief voor de waarde van de ecosysteemdienst 'energiedissipatie door natuurlijk habitat'. Daarbij komt ook nog eens de toegevoegde waarde van ecosysteembaten en recreatie (tab. 11.5). De extra baten bedragen dan tot ca. 300 miljoen euro in netto actuele waarde, of een verkorting in terugbetaaltijd tot 27 jaar.

Tabel 11.5: Overzicht van kosten en baten van planalternatieven voor het geactualiseerde sigmaplan (Couderé et al 2005)

Tabel 3: Overzicht van kosten en baten van alle planalternatieven (miljoen euro in prijzen van 2004)

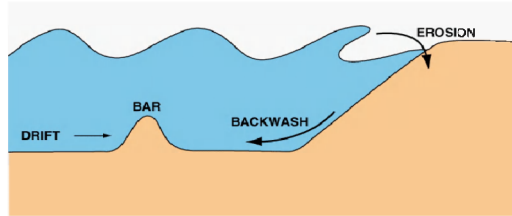
	Basialternatieven											Geoptimaliseerde alternatieven			
	1a	1b	1c	2a	2b	3a	3b	3c	4	5	6	OSVK	OAA	OAB	OAC
	SVK te Oostende	SVK's te Alcockelen en Lier + dijkeverhoging T2300	SVK te Noor + dijkeverhoging tot T4000	Dijkeverhoging T2500	Dijkeverhoging T4000	GOG + lokale dijkeverhoging T4000	GOG/GDS + lokale dijkeverhoging T4000	GOG + ontv. Duime + lokale dijkeverhoging T4000	GOG + lokale dijkeverhoging T2300	GOG + lokale dijkeverhoging T4000	Overschelde	SVK te Oostende + GOG	Optimaal alternatief (GOG + lokale dijkeverhoging)	Optimaal alternatief (GOG) + lokale dijkeverhoging	Optimaal alternatief + extra GOG's 2050
Uitvoeringskosten	387	231	204	241	255	217	233	258	177	140	1597	397	132	139	149
Veiligheidsbaten tot 2100	728	679	764	692	711	731	733	737	672	648	760	748	737	730	752
Andere kosten en baten tot 2100															
scheepvaart	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	-	-	-
landbouw	-	-	-	-	-	-30	-37	-40	-29	-23	-	-2	-12	-14	-13
bebouw	-	-	-	-	-	-	-	-21	-8	-	-	-	-	-	-10
visuele hinder omwonenden	-	-	-	-	-	-7	-7	-9	-7	-4	-	-3	-5	-5	-8
ecosysteembaten	-	-	-	-	-	-	71	45	-	-	-	-	-	33	-
recreatie	-	-	-	-	-	13	13	12	12	8	-	1	9	9	10
Netto zontame waarde tot 2100	340	449	560	451	456	491	520	478	471	469	-837	346	596	622	593
Terugverdientijd basis (jaar)	41	27	20	27	28	24	20	25	22	17	/	40	16	13	16/51
Terugverdientijd worst case (jaar)	/	/	/	/	/	/	/	/	/	54	/	/	45	33	niet van toepassing

Basiscenaris: discountvoet van 4%, gemiddelde economische groei, zeespiegel stijgt 60 cm in 100 jaar
 Worst case: discountvoet van 7%, gemiddelde economische groei, zeespiegel stijgt 30 cm in 100 jaar
 - = geen of verwaarloosbaar effect; / = verdier: zichzelf niet terug

De waarde van zowel kustverdediging als energiedissipatie door natuurlijke habitats is dus zeer hoog. Daar komt bij dat deze ecosysteemdienst in waarde zal stijgen naarmate de impact van klimaatverandering op de zeespiegelstijging toeneemt.

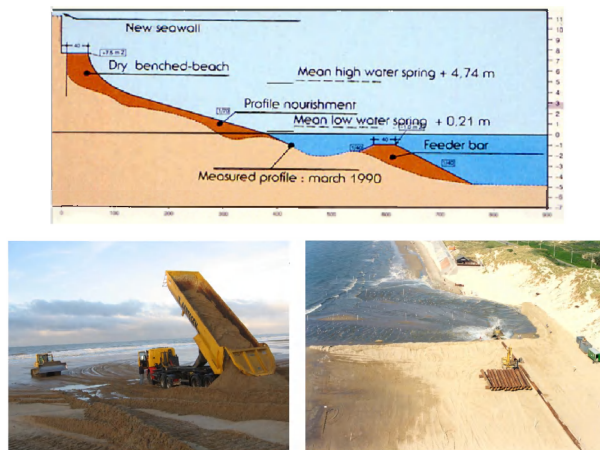
4.2. Maatregelen om energiedissipatie en kustverdediging te maximaliseren

Duingordels bieden een natuurlijke kustverdediging, maar terwijl ze deze dienst leveren, eroderen ze ook. In een evenwichtige situatie wordt dit tijdens de kalme periodes (geen storm) gecompenseerd door het terug ophogen van het strand, en het ontstaan van nieuwe duinen die de duingordel vervoegen (Fig. 11.5).



Figuur 11.5: Erosie-sedimentatie-dynamiek van een natuurlijk strand. Bij storm eroderen de golven de duingordel en vormt zich een drempel voor het strand, terwijl bij normale activiteit deze weer op het strand wordt afgezet.

Tijdens stormen zorgen strand- en duinafslag echter plaatselijk voor het verdwijnen van de natuurlijke kustverdediging: ongeveer 20% van onze kust erodeert, 40% sedimenteert en de overige 40% blijft relatief stabiel (Mertens). Daarom is zandsuppletie een veel gebruikte tactiek om deze natuurlijke verdediging te bestendigen. Het strand wordt daarbij opgehoogd of opgespoten volgens een welbepaalde helling die het evenwichtsprofiel nabootst. Verschillende technieken worden hiervoor toegepast, zoals grootschalige strandopspuiting, strandophoging voor plaatselijke versteviging (Fig. 11.5), of het aanbrengen van een vooroever dat dienst doet als een subtidale 'feeder bar' (Fig. 11.6)



Figuur 11.6: Verschillende methodes voor zandsuppletie om de kustverdediging van geërodeerde stranden te bestendigen (boven), bvb door ophogen of opspuiten van het strand (onder links en rechts).

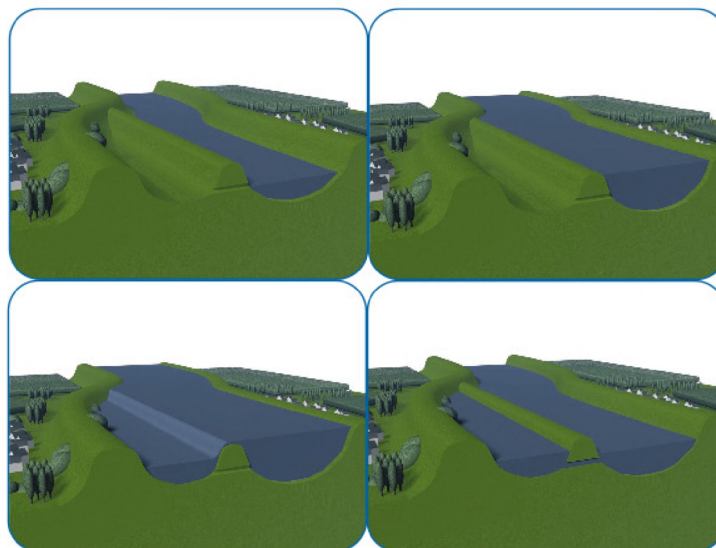
Zo werd in 1999 490000m³ zand aangevoerd voor 2de onderhoudsuppletie op het strand van Knokke-Zoute (Deronde et al 2006). Deze zandsuppletie is cruciaal in het behoud van de kustbescherming: 40 % van dit aangebrachte zand ter hoogte van de Knokke-Zoute is afgeslagen tussen 2000 – 2004 en 15 % van het aangebrachte zand ter hoogte van de 'Duinse Polders' is afgeslagen tussen 2000 – 2006 (Deronde et al. 2006).

Een bijkomende techniek is het bevorderen van windafzetting en afremmen van erosie in de duinen zelf of op de duin-strandovergang. Dit kan door duinhagen of helmgras te voorzien of door het bouwen van duinovergangen (Fig. 11.7).



Figuur 11.7: Bevorderen van zandafzetting en verhinderen van erosie. Links: duinhagen, midden: helmgras, rechts: duinovergang om betreding te minimaliseren.

Het tweede proces, energiedissipatie van de vloedgolf in het estuarium, kan worden gemaximaliseerd door overstromingsgebieden met verlagingen in de dijk te voorzien, welke zich op het niveau van het kritisch stormpeil bevinden. Zo vult het achterliggende overstromingsgebied met water dat anders zou worden opgestuwd tot kritieke hoogtes en wordt de vloedgolf als het ware afgeroomd (Fig. 11.8).



Figuur 11.8: Werking van een gecontroleerd overstromings-gebied bij stormtij.

De enorme baten van natuurlijke kustverdediging maken deze grootschalige ingrepen ter maximalisatie van de ecosysteemdienst kustbescherming door natuurlijk structuren rendabel, ook doordat scenario's met integraal technische veiligheidsmaatregelen (harde waterkeringen) investeringen die meestal nog hoger zijn.

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Onrechtstreekse effecten

Erosie (zandafslag) en sedimentatie van zand zijn belangrijke onrechtstreeks beïnvloedende processen. Zandtransport vindt plaats door wind, golven en getijstromingen. Door in te grijpen op complexe sedimentatie-erosie evenwichten kan de natuurlijke functie op onvoorspelbare wijze beïnvloed worden. Zo kunnen ook baggerwerken, uitdiepingswerken, wegnemen van drempels in de vaargeul, geulversterkingen of rechttrekken van bochten een invloed hebben op de propagatie van de tijgolf

door het estuarium. Ook over de invloed van stortstrategie op het behoud en ontwikkeling van plaatselijke ecosystemen, die op hun beurt sedimentatie en erosie beïnvloeden, is nog weinig gekend. Op kleine schaal is onderzoek nodig over de invloed van vegetatie op sedimentatie en erosiepatronen.

5.2. Socio-economische, culturele en institutionele onzekerheden

Na jaren van harde kustverdedigingen en verhoging van de dijken wordt meer en meer gekozen voor het benutten en optimaliseren van 'zachte' kustverdediging. Ook in de getijdenrivier is men geëvolueerd van een technocratische aanpak met harde constructies als een stormvloedkering naar een combinatie van dijkverhogingen en optimalisatie van het gebruik van natuurlijke overstromingsgebieden.

5.3. Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen

Wat betreft kustverdediging ligt de verantwoordelijkheid bij het Vlaams ministerie van openbare werken, agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK), afdeling Kust, terwijl voor de veiligheid in het Schelde-estuarium vanaf de Nederlandse grens tot Gent de NV Waterwegen en Zeekanaal bevoegd is. Verschillende onderzoeksopdrachten van deze organisaties raken dan ook deze materie. Het Vlaams Instituut voor de Zee, (VLIZ) is het coördinatie- en informatieplatform voor zeewetenschappelijk onderzoek in Vlaanderen. De samenwerking met binnen- en buitenlandse universiteiten, onderzoeksinstituten en individuele onderzoeksgroepen wordt voortdurend verder uitgebouwd door het afsluiten van samenwerkingsovereenkomsten.

De onderzoeksgroep ecosysteembeheer (ECOBÉ) van de universiteit Antwerpen werkt ook nauw samen met IMDC (International Marine and Dredging Consultants) en WL (Waterbouwkundig Laboratorium) inzake het functioneren en de kosten-baten analyse van overstromingsgebieden langs het Schelde-, Rupel- en Netebekken. De onderzoeksgroep 'Polaire ecologie, Limnologie, Geomorfologie' (PLG) van de universiteit Antwerpen richt zich specifiek op de interactie tussen vegetatie en dissipatie van waterbewegingen in schorgebieden en de modellering hiervan.

Om de waarde van de ecosysteemdienst energiedissipatie en kustbescherming door duinen en intergetijdengebieden voor Vlaanderen adequaat in te schatten, zouden specifieke modelscenario's moeten worden doorlopen en gedetailleerde MKBA's moeten worden uitgevoerd. Veel modellen en data hiervoor zijn reeds beschikbaar. Een uitgebreid overzicht voor de Nederlandse situatie kan worden gevonden in Slim et al 2007.

6. VOORBEELDEN VAN ESD ENERGIEDISSIPATIE EN KUSTVERDEDIGING IN VLAANDEREN

6.1. Duinen

De overstromingsrisico's langs de Belgische kust zijn het grootst op plaatsen waar de natuurlijke kustverdediging (duin) sterk verlaagd is ten behoeve van recreatieve of stedelijke ontwikkelingen. Eén van de meest risicovolle zones vond men tot 2004 ter hoogte van het klein strand van Oostende. Bij hevige stormen sloegen de golven daar over de dijk waardoor de bekleding van de dijk wordt

aangetast en een risico op bresvorming ontstaat. In 2004 is men begonnen met de aanleg van een noodstrand door zeezand op te spuiten voor de zeedijk. Dit opgespoten zand beschermt de achterliggende dijk door een deel van de inslaande golfenergie op te vangen. De golven die de dijk toch nog bereiken (bvb. tijdens een jaarlijkse zware storm) zijn zodanig afgezwakt dat ze de dijk niet meer aantasten. Het risico op bresvorming en overstroming van het achterland wordt zo geminimaliseerd. Regelmatig dient deze “zachte” en meest natuurlijke methode van kustverdediging herhaald te worden om de veiligheid van de kust te garanderen.

6.2. Intergetijdengebieden

De polders van Kruikeke-Bazel-Rupelmonde worden in het kader van het Sigmapijn ingericht als gecontroleerde overstromingsgebieden. De bedoeling is om bij een extreem stormtij de top van de vloedgolf te bergen waardoor overstromingen elders vermeden worden. Hierdoor vergroot het veiligheidsniveau met een factor 5: het gebied van het Zeescheldebekken zal beschermd zijn tegen stormvloeden met een kans van voorkomen van eens in de 350 jaar in plaats van eens in de 70 jaar (www.sigmapijn.be) en dit door het herstellen van het natuurlijk intergetijdengebied.

7. LITERATUUR

- Antrop, M., Geypens, M., Hermy, M. en De Blust, G. (2002) Ecodistricten: Ruimtelijke eenheden voor gebiedsgericht milieubeleid in Vlaanderen.
- Baeteman, C. (1995). Conflict situation between nature and tourism in the coastal area [De conflictsituatie tussen natuur en toerisme in het kustgebied]. *De Aardrijkskunde* 19(3): 5-20
- Barbier, E.B.; Koch, E.W.; Silliman, B.R.; Hacker, S.D.; Wolanski, E.; Primavera, J.H.; Granek, E.F.; Polasky, S.; Aswani, S.; Cramer, L.A.; Stoms, D.M.; Kennedy, C.J.; Bael, D.; Kappel, C.V.; Perillo, G.M.E.; Reed, D.J. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science (Wash.)* 319(5861): 321-323
- Coops H, Geilen N, Verheij HJ, et al. 1996. Interactions between waves, bank erosion and emergent vegetation: an experimental study in a wave tank. *Aquat Bot* 53: 187–98.
- Couderé K., Vincke J., Nachtergaele L., Van den Bergh E., Dauwe W., Bulckaen D. & Gauderis J. (2005). Geactualiseerd Sigmapijn voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde: synthesesnota. 74 p. Waterwegen en Zeekanaal NV, Antwerpen.
- Deronde, B.; Houthuys, R. et al. (2006). Use of airborne hyperspectral data and laserscan data to study beach morphodynamics along the Belgian coast. *J. Coast. Res.* 22(5): 1108-1117
- European Environment Agency (2006). The changing faces of Europe's coastal areas. EEA Report (no. 6/2006). European Environment Agency: Copenhagen. ISBN 92-9167-842-2. 107 p
- Evamaria W Koch, Edward B Barbier, Brian R Silliman, Denise J Reed, Gerardo ME Perillo, Sally D Hacker, Elise F Granek, Jurgenne H Primavera, Nyawira Muthiga, Stephen Polasky, Benjamin S Halpern, Christopher J Kennedy, Carrie V Kappel, Eric Wolanski (2009) Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*: Vol. 7, No. 1, pp. 29-37.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948–52.
- Hein L, van Koppen K, de Groot RS, et al. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol Econ* 57: 209–28.
- LNE 2007. Milieubaten en milieuschadetekosten – waarderingsstudies in Vlaanderen. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie. Pp. 109
- Massel SR, Furukawa K, and Brinkman RM. 1999. Surface wave propagation in mangrove forests. *Fluid Dyn Res* 24: 219–49.
- Mertens, T., 2007. Kustverdediging in Vlaanderen: van hard naar zacht. Presentatie Noordzeesymposium. Vlaamse Overheid; Beleidsdomein Mobiliteit en Openbare Werken; IVA Maritieme Dienstverlening en Kust; Afdeling Kust
- NRC (National Research Council). 2005. Valuing ecosystem services. Washington, DC: National Academy Press.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, et al. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* 56: 987–96.
- Robert J. Nicholls, Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: changes under the SRES climate and socio-economic scenarios, *Global Environmental Change*, Volume 14, Issue 1, Climate Change, April 2004, Pages 69-86.

Silliman BR, van de Koppel J, Bertness MD, et al. 2005. Drought, snails and large-scale die-off of southern US salt marshes. *Science* 310: 1803–06.

Slim, P.A. & M.A.M. Löffler, 2007. Kustveiligheid en natuur; Een overzicht van kennis en kansen. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1485. 92 blz.; 21 Fig.; 6 tab.; 110 ref.

Small, C. and R.J. Nicholls. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19(3):584-589.

Van Dam R.M. 2007, De baten van kustverdediging voor buitendijks gebied. Een schatting van de sociaal-economische baten van verbeterde kustverdediging voor buitendijks verstedelijkt kustgebied op basis van kentallen. Afstudeerverslag Civiele Techniek, Afdeling WEM, Universiteit Twente

Verwaest T., Viaene P., Verstraeten, J. & Mostaert F., 2005. De zeespiegelstijging meten, begrijpen en afblokken. De Grote Rede 15, december 2005

www.sigmaplan.be, april 2010. Website van het Sigmaplan

Hoofdstuk XII. Natuurlijke structuren als fysieke en psychologische geluidsbuffer

Frederic Stragier (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

In Vlaanderen, gekenmerkt door zijn hoge dichtheid aan bewoning en activiteit, is de ecosysteemdienst "natuurlijke structuren als fysieke en psychologische geluidsbuffer" van enorm belang. In een doorgedreven welvaartsstaat met een hoge graad van verwevenheid en netwerken (zowel fysiek en virtueel) raken bepaalde vanzelfsprekende zaken in het gedrang. Eén daarvan is stilte en rust. Deze wordt langzaam maar zeker erg belangrijk bij de evaluatie van onze leefomgeving. Eén van de belangrijkste factoren op vlak van leefbaarheid van een omgeving is dan ook het aanwezige geluid. Een overdaad aan geluid creëert geluidshinder. Geluidshinder is echter een subjectief gegeven dat afhangt van het geluidsniveau, de aard en het tijdstip en/of de duur van het geluid. Botteldooren (2008) verwoordt het als volgt: "Geluid is alleen dan hinderlijk als het door de betreffende persoon als niet in overeenstemming met diens momentane intenties beleefd wordt". Er worden met andere woorden bepaalde psychologische associaties gemaakt en die zijn persoonsgebonden. Zowel verkeerslawaaï, een grasmaaier als het ruisen van bomen kunnen zodoende onder de noemer geluidshinder vallen (Antrop, 2007).

De overheid heeft in het verleden geluidshinder van industrie- en recreatiegebieden reeds doeltreffend aangepakt. Door toenemend transport echter (weg-, trein-, en vliegverkeer) neemt de hierbij horende geluidshinder ook toe (Milieuverkenning, 2009).

Vegetatie kan optreden als een natuurlijke geluidsbuffer tegen deze geluidshinder. Dit kan gezien worden als de meer fysieke toepassing van vegetatie als ecosysteemdienst. Daarnaast kan het gebruik van vegetatie op auditief vlak ook een psychologisch effect hebben. Enerzijds wordt ingespeeld op de psyche van de mens door vegetatie als een visuele buffer te laten functioneren waardoor het lijkt alsof er minder geluid is. Anderzijds kunnen natuurlijke structuren ook een maskerend effect hebben. Zo kan een kabbelend beekje storend achtergrondgeluid letterlijk naar de achtergrond verwijzen.

Met de introductie van het nieuwe begrip 'soundscape' wordt het geluid op een meer holistische wijze benaderd. Niet enkel de negatieve aspecten (i.e. geluidshinder) maar ook de positieve worden hierin meegenomen. Ook de context (landschap, veiligheidsgevoel, waargenomen luchtkwaliteit,...) worden opgenomen in dit begrip (<http://soundscape-cost.org>, 07/04/2010). De 'soundscape' kan in bepaalde gevallen psychologisch aangewend worden ter herstel van het jachtige, lawaaierige(stads-)leven (psychological restoration).

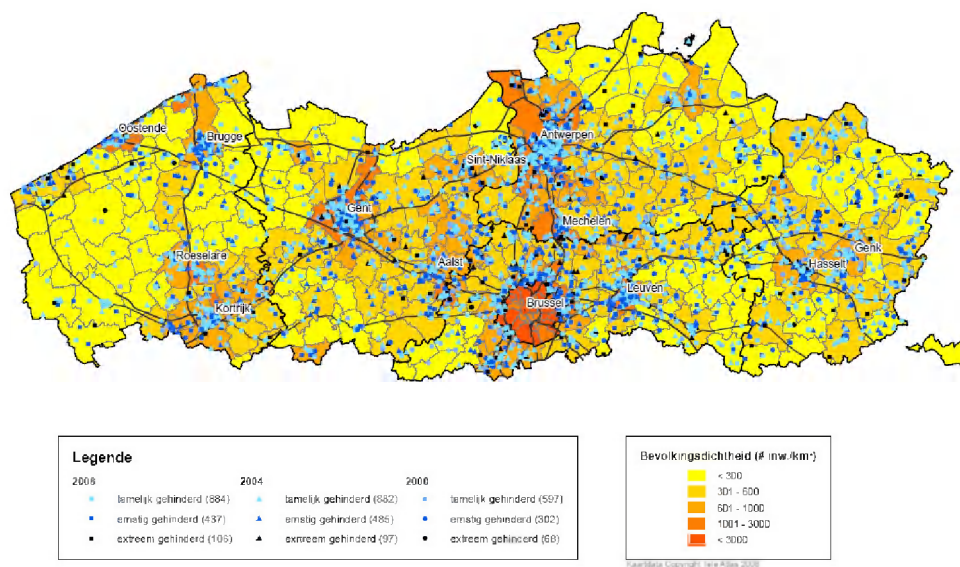
Betreffende de relatie tussen geluid(shinder) en productiviteit lopen de resultaten van verschillende studies uiteen van 2 EUR tot 200 EUR huishouden/jaar/dB. De NSDI (Noise Sensitivity Depreciation Index (procentuele stijging/daling van de huisprijzen per dB geluidsvermindering/-verhoging) kan ook worden toegepast (den Boer, 2008).

2. HET BELANG VAN NATUURLIJKE STRUCTUREN ALS GELUIDSBUFFER IN DE VLAAMSE CONTEXT

De graad van verstoring door geluid hangt af van persoonlijke factoren en van de situatie waarin het geluid optreedt, zoals het type en de functie van de omgeving (Gezondheidsraad, 2006). Naast de hardheid van een geluid, heeft ook het type bron (het karakter van het geluid) en het percentage van de tijd dat een ongewenst geluid hoorbaar is een grote invloed op de waardering van een geluidssituatie (Gezondheidsraad, 2006).

Uit cijfers van het schriftelijk leefomgevingsonderzoek blijkt dat de gemiddelde Vlaming wel degelijk regelmatig gestoord wordt door omgevingsgeluid. Het Schriftelijk Leefomgevingsonderzoek is een onderzoek dat op regelmatige basis (2001, 2004 en 2008) een representatieve groep Vlamingen ondervraagt naar de leefbaarheid van hun omgeving. Hinder (geluid, licht en geur) vormt hierbij een resultaatbepalende factor.

Het laatste onderzoek bracht aan het licht dat betreffende geluidshinder ongeveer 27 procent van de Vlamingen zich tamelijk gehinderd voelden. Meer dan 10 procent vond zichzelf zelfs ernstig gehinderd door geluid. Hiermee is geluidshinder de belangrijkste verstoring van de leefomgeving. Binnen de geluidshinder is de categorie “verkeer en vervoer” de grootste bron. Dit is te verklaren door een dicht wegnet en de sterke stijging van de verkeersdruk (Vaes, 2001).

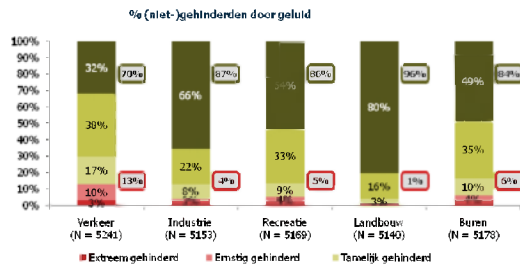


Figuur 12.1: Geluidshinder in Vlaanderen (2000 -2008)

Bron: Significant GfK (2008) Eindrapport: Uitvoeren van een schriftelijke enquête ter bepaling van het percentage gehinderden door geur, geluid en licht in Vlaanderen. SLO2-meting. In opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Gelijkaardige resultaten voor geluidshinder zijn terug te vinden bij onze noorderburen. In Nederland wordt sinds 1977 regelmatig een onderzoek gehouden naar hinder van de leefomgeving. In 2003 werd dit voor de laatste keer uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van VROM-DGM, directie Lokale Milieukwaliteit en Verkeer door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en TNO Inro. Hieruit komt als resultaat dat de zo'n 29 procent van de ondervraagden ernstig gehinderd wordt door geluidshinder veroorzaakt door verkeer (RIVM, 2004).

Bij de diepgaandere analyse van de resultaten van het Schriftelijk Leefomgevingsonderzoek (2008) blijkt dat bij ernstige en/of extreme geluidshinder vooral het verkeer aan de basis ligt. Ook als de tamelijk gehinderden meegenomen worden in de analyse, blijft verkeer de grootste bron van geluidshinder. Naast verkeer, werden ook industrie, recreatie, landbouw en burelen meegenomen in het onderzoek.



Figuur 12.2: procentueel deel (niet-)gehinderden per geluidshinderbron.
 Bron: Significant GfK (2008) Eindrapport: Uitvoeren van een schriftelijke enquête ter bepaling van het percentage gehinderden door geur, geluid en licht in Vlaanderen. SLO2-meting. In opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

In vergelijking met vroeger is de geluidshinder lichtjes afgenomen. Dit is vooral te verklaren door het significant verminderen van extreme, ernstige en/of tamelijke geluidshinder veroorzaakt door verkeer (van 32,2 procent naar 29,9 procent). Toch blijft dit percentage alarmerend hoog.

	SLO ₂ 2000	SLO ₁ 2001	SLO ₂ 2008
Bron	Licht, ernstig + extreem	Licht, ernstig + extreem	Licht, ernstig + extreem
	%	%	%
Verkeer en vervoer	32,2	27,2	29,9
Burelen	14,0	16,4	16,1
Recreatie en toerisme	6,2	13,8	13,5
KMO en industrie	12,9	11,1	12,7
Landbouw	7,4	3,7	4,0
TOTAAL¹	30,7	20,5	26,9

² Het percentage dat hier als totaal is weergegeven is geen aggregatie van de subcategorieën maar geeft de algemene hinder door geluid weer.
¹ De cijfers uit SLO₁ en SLO₂ voor "Burelen" en "Recreatie en toerisme" kunnen niet zonder meer met elkaar vergeleken worden wegens verschillen in de vraagstelling tussen beide onderzoeken.

Figuur 12.3: Evolutie van de geluidshinder in Vlaanderen
 Bron: Significant GfK (2008) Eindrapport: Uitvoeren van een schriftelijke enquête ter bepaling van het percentage gehinderden door geur, geluid en licht in Vlaanderen. SLO2-meting. In opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

2.1. Effecten

Overdreven omgevingsgeluid kan bepaalde activiteiten danig verstoren. Botteldooren (2008) wijdt een volledig hoofdstuk aan deze verstoring van activiteiten door geluid in zijn cursus "fysische aspecten van milieuverontreiniging, partim geluidshinder", gedoceerd aan de universiteit van Gent. Daarnaast besteedt hij ook behoorlijk wat aandacht aan de invloed van geluid op de gezondheid.

Verstoring

Ten eerste onderscheidt Botteldooren verstoring van spraakcommunicatie. Bij een belemmering van communicatie kunnen huiselijke activiteiten verhinderd worden, een onaangename leefomgeving gecreëerd worden of een gesprek hinderlijk en vermoeiend worden (Botteldooren, 2008).

Ten tweede kan geluidshinder een effect hebben op het leerproces en schoolactiviteiten. Onderbreking van de communicatie en afleiding zijn de belangrijkste gevolgen hiervan. Een duidelijk voorbeeld hiervan is het overvliegen van een vliegtuig tijdens een lesmoment. Erge piekgeluidsniveaus kunnen zelfs schrikreacties opleveren (Botteldooren, 2008; http://www.wolfson.qmul.ac.uk/RANCH_Project, april 2010).

Ten derde heeft geluidshinder een invloed op de geleverde werkprestaties. De arousaltoestand wordt er zeker door beïnvloed en dit hoeft niet altijd negatief te zijn. Zo kan geluid bij een toestand van slaaptkort, positief werken. In het algemeen kan echter gesteld worden dat er weinig tot geen onderzoek hiernaar is verricht omdat er namelijk weinig tot geen referenties (zonder geluid) bestaan (Botteldooren, 2008).

Tot slot bespreekt hij ook slaapverstoring als een gevolg van geluidshinder. De omgeving waarin geslapen wordt heeft hierbij echter ook zijn invloed. Zo zal een persoon veel dieper slapen in zijn eigen vertrouwde omgeving in vergelijking met bijvoorbeeld een hotelkamer (Botteldooren, 2008).

Gezondheid

Gehoorschadiging is een veel voorkomende klacht bij blootstelling aan een hoog geluidsniveau. Een tijdelijk gehoorverlies kan opgetekend worden bij een korte blootstelling. Dit staat bekend als een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel. Als dit hoge geluidsniveau veelvuldig voorkomt of lange tijd aanhoudt, kan het gehoorverlies permanent zijn. Dit verlies is onomkeerbaar (Botteldooren, 2008).

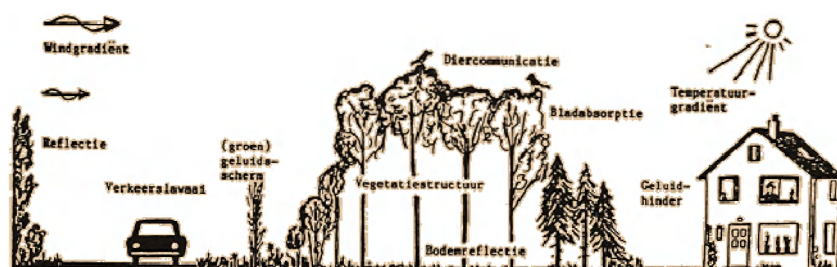
Naast gehoorschade kunnen er ook extra-auditieve effecten optreden veroorzaakt door geluidshinder. Voorbeelden hiervan zijn oriëntatieverlies, schrikreacties,... Deze stressomstandigheden veroorzaken op hun beurt veranderingen in hartsnelheid, ademhaling, bloedstroom,... die kunnen leiden tot een verhoogde kans op het ontstaan van hart- en vaatziekten (Gezondheidsraad, 2006; Botteldooren, 2008). Recentelijk werd een Europees onderzoek opgestart naar gezondheidsinvloeden van de geluidsomgeving (<http://www.hyena.eu.com>).

3. PROCESSEN EN STRUCTUREN VAN NATUURLIJKE STRUCTUREN ALS FYSIEKE EN PSYCHOLOGISCHE GELUIDSBUFFER

Dat geluidshinder een reële bedreiging vormt voor onze levenskwaliteit en eventueel gezondheid blijkt duidelijk uit de voorgaande hoofdstukken. Ook onder de bevolking groeit dit besef. In het Schriftelijk Leefomgevingsonderzoek (2008) komt naar voor de gewone burger heel wat privé-initiatief neemt om geluidshinder te voorkomen. Meer bepaald drie op de tien Vlamingen heeft in het voorbije jaar maatregelen genomen; 70 procent daarvan besteedde meer aandacht aan het sluiten van ramen, deuren, gordijnen,... Ruim de helft overwoog een (of meerdere) meerdere klachten in te dienen of heeft dit reeds gedaan. Frappant is dat meer dan één vijfde van de ondervraagden overwogen heeft om te verhuizen door de geluidshinder.

3.1. Fysische geluidsbuffer

Naast harde maatregelen, genomen door de ontvanger, zijn er echter ook andere oplossingen mogelijk. Zo kunnen natuurlijke structuren een geluidsbufferende werking hebben. Onderstaande beschrijving van dit proces is vooral gebaseerd op de thesis van Wim Verheyden (2008) en diens verwijzingen. Geluidsschermen en wallen worden zijn erg effectieve bufferende structuren die akoestisch werkzaam en volledig dicht zijn: het geluid kan alleen via de bovenkant naar de andere kant van de structuur raken. Naast een geluidsbuffer kunnen ze ook optreden als migratiebuffer (dieren) en visuele buffer. Bossen (en andere vormen van 'begroeide bodem') zijn echter open; het geluid kan erdoor migreren en wordt enkel gehinderd op zijn weg van bron naar ontvanger (Huisman, 1990). Vooral de invloed van deze structuren wordt hieronder besproken. Onderstaande figuur illustreert het proces van geluidspropagatie over begroeide bodems.



Figuur 12.5: Factoren bij geluidspropagatie

Bron: Huisman, W. (1990). Geluidsvoortplanting over begroeide bodem. Website van proefschrift, <http://www.willibrordhuisman.nl/HvH/Proefschrift.html>

De belangrijkste factoren die meespelen bij geluidspropagatie zijn de afstand tussen bron en ontvanger, de karakteristieken van de bron, de wind en temperatuursgradiënten, de bodem, eventueel aanwezige afschermende structuren en de aanwezige vegetatie.

De afname van geluidsniveau neemt toe met de afstand tussen bron en ontvanger. Als de bron een puntbron is zal dit ongeveer 6dB afname veroorzaken per verdubbeling van de afstand, bij een lijnbron

(bv een weg) is dit 3 dB (Waterman, 2001). Hoewel dit op het vlak van geluidsdruk een behoorlijke afname is, komt dit niet zo over op het menselijk gehoor wegens de logaritmische manier van horen.

Tabel 12.2: geluidsreductie, relatieve luidheid en akoestisch energieverlies
Bron: FHWA (1995). Highway traffic noise analysis and abatement policy and guidance. Washington D.C.: Federal Highway Administration (FHWA) – Department of Transportation.

Geluidsreductie	Relatieve luidheid	Akoestisch energieverlies
0 dB(A)	Referentie	0
- 3 dB(A)	Amper of niet waarneembaar	50 %
- 5 dB(A)	Goed waarneembaar	67 %
- 10 dB(A)	Half zo luid	90 %
- 20 dB(A)	1/4 zo luid	99%
- 30 dB(A)	1/8 zo luid	99,9 %

De bespreking van de invloed van wind, temperatuursgradiënt en bodeminvloed kan gehaald worden uit Verheyden (2008) (letterlijk citaat):

“Onder invloed van windrichting, windsnelheid en luchttemperatuur kan het geluidsniveau op grotere afstand van de weg sterk variëren. Er kunnen verschillen optreden van 10 tot 15 dB(A). Met een zogenaamde meteocorrectie wordt een gemiddelde bepaald voor deze variaties in meteorologische omstandigheden (HOOGENRAAD, 2000). De wind en de luchttemperatuur zullen pas op afstanden van meer dan 100 meter een grote invloed vertonen. Van deze meteorologische factoren is de windinvloed de belangrijkste. Hierbij is vooral het verschil tussen meewind en tegenwind erg groot. Zo kan het voorkomen dat een geluidbron die met meewind heel goed hoorbaar is, met tegenwind helemaal niet meer te horen zal zijn (WATERMAN, 2001).

(....)

Ook de temperatuursgradiënt kan een aanzienlijke invloed uitoefenen op de overdracht van geluid. Hierbij krijgen we te maken met twee situaties:

Overdag is het op grotere hoogte is het in het algemeen kouder dan bij de grond. Door de zonnestraling is de temperatuur van de bodem meestal warmer dan de lucht. De bodem verwarmt vervolgens de onderste luchtlagen. De temperatuur neemt dus af met de hoogte, men spreekt van een negatieve temperatuursgradiënt (FOLDI e.a., 2000; VAN VALKENBURG, s.d.);

's Avonds en 's nachts treedt er soms een "inversie" op: het bodemoppervlak is kouder dan de bovenste luchtlagen, zodat een omgekeerde situatie ontstaat. We spreken van een positieve temperatuursgradiënt. Vlak boven de grond is het dan kouder dan hoog in lucht. Hierdoor komt het dat 's avonds een geluidsbron op grote afstand soms beter hoorbaar is dan overdag. In België en

Nederland komen deze inversies vaak voor, vooral bij helder en windstil weer (FOLDI e.a., 2000; VAN VALKENBURG, s.d.; WATERMAN, 2001).

(...)

Ook de bodem beïnvloedt de geluidsoverdracht. Hierin is de "bodemwerking" van belang. Dit begrip staat voor de verandering, zowel positief als negatief, ten gevolge van een tussenkomst door de bodem tussen de bron en de ontvanger. Deze invloed is een vrij complex akoestisch fenomeen dat beïnvloed wordt door de bodemkarakteristieken, de "bron-ontvanger-geometrie" en eigenschappen van de geluidsbron. (FLEMING e.a., 2000). Een belangrijk begrip hierbij is de zogenaamde "bodemdip". De bodemdip bevindt zich bij die frequenties waar de geluidsoverdrachtfunctie van de bodemdemping een minimum heeft. Deze bodemdip bevat dus eigenlijk alleen het eerste interferentieminimum en is gelegen in de middenfrequenties. Belangrijk is dat de zogenaamde "bodemdip" bij bosbodems naar de lage frequenties verschoven is, hetgeen bij weiland minder het geval is (HUISMAN, 1990).

De invloed van de bodem heeft een tweezijdig karakter. Enerzijds kan er de reflectie en verstrooiing van geluidsgolven optreden via de bodem, anderzijds kan er ook verzwakking van het geluid optreden door absorptie. Reflecties via de bodem zijn belangrijk, zelfs op korte afstand. Belangrijk om weten is dat deze reflecties vooral voorkomen bij verharde bodems en bij wateroppervlakken (WATERMAN, 2001; HOOGENRAAD, 2000). Een bijkomend probleem is echter dat men rekening moet houden met mogelijke faserelaties (en interferentie). Het is dus niet zo dat het bekomen geluidsniveau door bodemreflectie altijd hoger zal zijn dan wanneer er geen sprake zou zijn van reflectie.

(...)

Verstrooiing zal optreden wanneer de bodem niet vlak is. Tot slot kan er een afzwakking van het geluidsniveau optreden door absorptie. Dit treedt bijna altijd op, tenzij de bodem zeer sterk reflecteert (zoals bij wateroppervlakken en bestratingen) (VAN VALKENBURG, s.d.). Bij onverharde oppervlakken ("zachte bodems") zoals bijvoorbeeld grasland, landbouwgrond, bosgrond, etc. zal de absorptie het grootst zijn. Ook een besneeuwd bodemoppervlak is een voorbeeld van een akoestisch zachte bodem. Dergelijke zachte bodems hebben een oppervlak waarin veel geluidsenergie geabsorbeerd wordt.

(...)

Bij de berekening van verkeerslawaaï zien we dat het verschil in bodemwerking tussen verschillende bodems (bijvoorbeeld op bosbodem of zandige bodem) heel belangrijk kan zijn. Immers, indien het emissiespectrum van een bron juist een maximum heeft bij die frequenties waar de geluidsoverdrachtsfunctie van de bodemdemping een minimum heeft (de zogenaamde "bodemdip"), dan wordt het totale immissieniveau lager dan wanneer deze niet samenvallen. Het is dan ook belangrijk om steeds rekening te houden met de frequentieafhankelijkheid van het bodemeffect, net zoals dat trouwens geldt voor alle andere factoren die de geluidsoverdracht beïnvloeden (HUISMAN, 1990). We zien dus dat het thema geluid zeer complex is wanneer we rekening houden met alle factoren die de geluidsoverdracht beïnvloeden. Over het algemeen kan men stellen dat over een harde bodem (water, bestrating, asfalt) geluid verder draagt dan over een zachte bodem (zoals een akker of weiland) (WATERMAN, 2001). Verder dient men te weten dat er grote verschillen bestaan in akoestische

bodemhardheid tussen bosgrond enerzijds en weiland anderzijds. Daarnaast is er nog een onderscheid te maken tussen naaldbossen (akoestisch gezien het zachtst) en loofbossen (HUISMAN, 1990)."

(einde citaat)

Als laatste factor kan de aanwezige vegetatie aangehaald worden. De voorbije studies die hieromtrent gehouden werden hebben niet echt voor een eenduidig resultaat gezorgd. Zo stelt Sorvig (2001) (in Verheyden, 2008) een geluidsreductie van 5 dB(A) per 30 m bos en Hermy et al. (2005) (in Verheyden, 2008) een geluidsreductie van 1,5 tot 6 dB per 100 m voorop. Het National Agroforestry Center (NAC) beweert dat een zorgvuldig uitgekozen plantengordel een geluidsreductie van 5 tot 10 dB kan opleveren. Botteldooren (persoonlijke mededeling, 17/05/2010) verklaart deze verschillen in resultaten door de verschillen in frequentie van de geluidsbron, karakteristieken van de begroeide bodem (ouderdom, vochtigheid,...), de referentie waarmee men vergelijkt (gerooid stuk bos, weiland, akker,...) en eventueel zelfs de snelheid van het geluidsproducerende verkeer. Het National Agroforestry Center stelde daarnaast ook een aantal aanbevelingen op voor de manier van aanplanten (Elevitch et al. 2001):

- De vegetatiegordel zo dicht mogelijk bij de bron planten
- De vegetatie zo dicht mogelijk op elkaar planten
- Soorten met dichte bebladering gebruiken
- Grote diversiteit in bladvorm en –grootte voorzien
- Een combinatie van bomen en struiken is opportuun
- Wintergroene soorten zullen betere resultaten geven
- Probeer een akoestische bodem te verkrijgen door gebruik van hogere bomen, lage struiken, bodembedekkers,...

Niettegenstaande de aanbevelingen van Elevitch et al. (2001) aangaande het gebladerte, zijn er ook een aantal onderzoekers (Waterman, 2001; Huisman, 1990) die de invloed van bladeren relativeren. Dit wordt veroorzaakt door de frequentieafhankelijkheid. Verkeersgeluid bevindt zich tussen de 500 en 1500 Hz en gebladerte heeft een dempingsmogelijkheid vanaf 2000 Hz. Daarom stelt Huisman (1990) dat de geluidsreductie van verkeer hoofdzakelijk wordt gedaan door de stammen (die wel dempen bij verkeersfrequenties). Van vrees voor bladval in de winter is hier dus geen sprake. Verder kan opgemerkt worden dat dikke stammen (i.e. oude bossen) een betere bufferwerking hebben dan dunne stammen. De relatie tussen loofdichtheid en geluidsreductie is (in tegenstelling tot wat Elevitch et al. (2001) beweert) ook niet eenduidig. Enkel bossen met op zichthoogte een dik pakket naalddragende takken hebben een enigszins betere geluidsreductie tot gevolg (Huisman, 1990).

Gezien de tegenstrijdige resultaten en rapporteringen is het moeilijk om een sluitende conclusie te vinden over de fysieke bufferwerking van vegetatie. Doch, Huisman (1990) onderzocht het meest uitgebreid en gaf het volledigste overzicht van de onderzoeken en de eventuele tekortkomingen

aangaande deze materie en daarom is men geneigd om zich te baseren op zijn bevindingen. Huisman stelt:

“Het effect van bos op de A-gewogen immissieniveaus van wegverkeerslawaaï is zeer gering op korte afstanden. Dit effect neemt wel toe naarmate de afstand groter wordt, zodat op afstanden van 100 meter tot 300 meter een maximum geluidsreductie van 8 tot 16 dB(A) kan bereikt worden. Een representatieve waarde is 10 dB(A) op 100 meter in een normaal bos bij een ontvangerhoogte van anderhalve meter. Over de invloed van bos op grotere afstanden kon geen kwantitatieve uitspraak gedaan worden, aangezien weinig bekend was omtrent meteorologische effecten op de geluidsoverdracht in bossen.”

Vaes (2001) heeft ook de opbouw van de vegetatiegordels onderzocht. De conclusie was dat er best met een regelmatige opeenvolging van trapsgewijze beplante (10 m) en onbeplante (8 m) stroken gewerkt kan worden. Over 4 en 6 stroken zou dat dan een reductie van respectievelijk 13 en 21 dB geven.



Figuur 12.6: Trapsgewijze beplante en onbeplante vegetatiestroken ter bevordering van de geluidsreductie.
Bron: Vaes, F. (2001). *Bosbouw: algemene begrippen. Cursus bosbouwbekwaamheid*. Brussel: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Bos & groen.

3.2. Psychologische geluidsbuffer

Naast een fysieke en dus reële geluidsbuffer door natuurlijke structuren (bos) kunnen deze laatste ook psychologisch inwerken op de auditieve perceptie. Deze psychologische geluidsreductie ontstaat door het “out-of-sight-out-of-mind”-principe dat optreedt wanneer de bron van het geluid aan het zicht van de ontvanger onttrokken wordt. Zo is in het vorige hoofdstuk beschreven dat bladval in de winter weinig tot geen meetbare invloed geeft op de geluidsreductie. Toch zal door de plotselinge visuele confrontatie met de geluidsbron (bv voorbijrazend verkeer) er schijnbaar meer geluidshinder zijn (Huisman, 1990; FHWA, 1995; Waterman, 2001; Verheyden, 2008).

Een voorbeeld van het gebruiken van groen als psychologische geluidsbuffer is terug te vinden in Wilrijk langs de E19. Wegens wegwerkzaamheden werd de daar aanwezige smalle vegetatiebundel tijdelijk verwijderd. Het gevolg was een explosieve stijging in klachten van geluidsoverlast, hoewel er geen merkbare toename van geluidsniveau kon gemeten worden. Na het herinstalleren van een nieuwe smalle vegetatiestrook is de rust intussen teruggekeerd (Verheyden, 2008).

Naast het proces dat hierboven besproken wordt kan de perceptie van geluid beïnvloed worden door het maskeren van het hinderende achtergrondgeluid. Voor deze maskering kunnen aangename

natuurlijke geluiden, geproduceerd in natuurlijke structuren, aangewend worden. Zo kunnen ruisende bladeren of het kabbelen van water het storende geluid als het ware overstemmen en zo de geluidshinder teniet doen (Verheyden, 2008). Het perceptueel maskeren (bijvoorbeeld doordat de aandacht afgeleid wordt door vogelgeluid of het ruisen van de wind) heeft als gevolg dat het mentale geluidsbeeld van de mens verbeterd wordt (Botteldooren et al. 2009).

4. MAATREGELEN VOOR GELUIDSBUFFERING

4.1. Huidig beleid

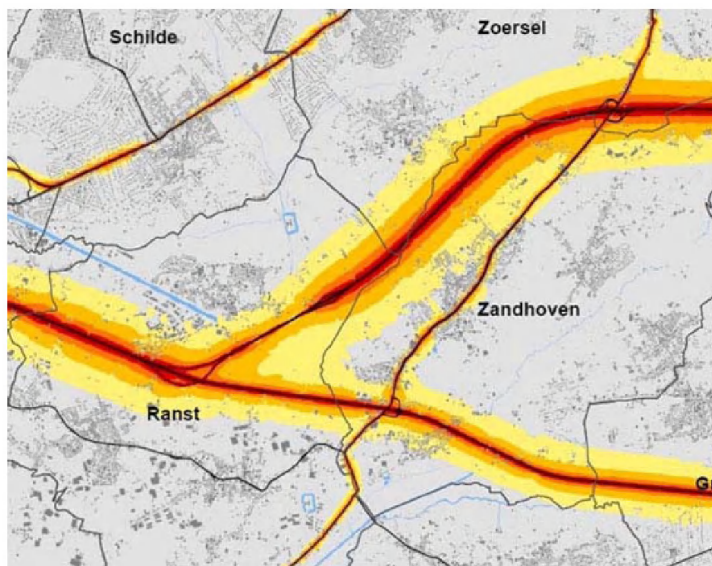
Het huidige beleid betreffende geluid baseert zich grotendeels op de Europese Richtlijn Omgevingslawaai (2002/49/EG) waar het doel vooral is om het omgevingsgeluid in Europa op een uniforme manier aan te pakken. Hierbij wordt gefocust op geluidshinder van weg- en spoorverkeer, luchthaven en industrie. Buren- en horeca-overlast worden hierdoor niet aangepakt (Lavrijsen, 2009). Naast de Europese Richtlijn werd in 2005 een richtlijn op Vlaams niveau geïnstalleerd. Ook hier wordt vooropgesteld dat het omgevingslawaai zo efficiënt mogelijk dient aangepakt te worden. In de eerste fase zal de geluidsbelasting in kaart gebracht worden in de zogenaamde geluidskarten. Via de verkregen informatie zullen de nodige maatregelen vastgelegd en uitgevoerd worden. Het fasenplan van deze aanpak is hieronder te zien.

Tabel 12.3: Fases voor het in kaart brengen van het omgevingslawaai in Vlaanderen
Bron: Lavrijsen, J. (2009). Omgevingslawaai in kaart gebracht.

	Eerste fase (actueel)		Tweede fase (2012/2013)	
	Drempel om in kaart te worden gebracht:	In Vlaanderen van toepassing op:	Drempel om in kaart te worden gebracht:	In Vlaanderen van toepassing op:
Wegen	meer dan 6 miljoen voertuigen per jaar	1.900 km weg	meer dan 3 miljoen voertuigen per jaar	3.560 km weg
Spoorwegen	meer dan 60 000 passages per jaar	280 km spoorweg	meer dan 30 000 passages per jaar	690 km spoorweg
Luchthaven	meer dan 50 000 bewegingen per jaar	Brussels Airport	meer dan 50 000 bewegingen per jaar	Brussels Airport (update)
Agglomeraties	meer dan 250 000 inwoners	Antwerpen, Gent	meer dan 100 000 inwoners	Antwerpen, Gent, Brugge
	in de betrokken agglomeraties moeten <i>alle</i> aanwezige wegen, spoorwegen en luchthavens worden gekarteerd, onafhankelijk van de verkeersintensiteit; ook moet de geluidsimpact van de belangrijke industriële activiteiten in kaart worden gebracht.			

De indicator die gebruikt wordt in deze aanpak is de Lden. Deze staat voor het te verwachten geluidsniveau, gemiddeld over 'day-evening-night', waarbij aan geluid tijdens de avond- en de nachtperiode een straffactor wordt toegekend (respectievelijk + 5dB en + 10 dB) omdat geluid in deze periodes sneller als hinder wordt gepercipieerd. Als vuistregels kan genomen worden dat vanaf Lden > 60 dB heel wat mensen gehinderd zullen worden (Lavrijsen, 2009).

Voor de slaapverstoring worden aparte karten opgesteld (Lnight) waarin enkele de nachtelijke geluiden worden opgenomen. Lnight > 50 dB voor slaapverstoring is hier de vuistregel (Lavrijsen, 2009).



Figuur 12.8: Voorbeeld van een geluidskaart

Bron: Lavrijsen, J. (2009). Omgevingslawaai in kaart gebracht.

Op dit moment zijn al een aantal geluidskaarten (zie voorbeeld) afgewerkt. Voor andere regio's (bv Antwerpen en Gent) dienen deze nog opgemaakt te worden

Voor de 'soundscape'-benadering (zie bespreking verder) hebben Botteldooren en De Coensel (2006) een set indicatoren opgesteld aangezien zij tot de conclusie komen dat de huidige indicatoren (bijvoorbeeld L_{den}) niet voldoen voor de doelstellingen en –gebieden die zij voor ogen hadden. Hun specifieke doelgebieden waren namelijk stille rurale omgevingen. Dit is een voorbeeld van een soort soundscape.

L_{den} en L_{night} zijn, volgens hen (voorlopig) de beste indicatoren om effecten op langere termijn mee te beschrijven en vooral voor het beschrijven van lawaai dat binnendringt in de persoonlijke leefomgeving. De indicatoren die noodzakelijk zijn voor stiltegebieden hebben vooral tot doel om een aangename omgeving te creëren voor recreatie en psychologisch herstel. Ze stelden hiervoor een set van een zestal indicatoren op:

- Een geluidsschaal met zes elementen: stil vs. luid, natuurlijk vs. onnatuurlijk, ontspannend vs. stresserend, zacht vs. ruw, opwindend vs. saai en open vs. ingesloten.
- Een schaal voor niet-passende geluiden
- LA_{50} : niveau van omgevingsgeluid over een bepaalde periode, gemeten via het mediaan geluidsniveau omdat zo de invloed van geluidspieken teniet wordt gedaan.
- N_{cn} : het aantal onnatuurlijke geluiden
- $ML1$: de fluctuatie van het geluidsniveau
- $Log(G)$: een fysische indicator voor scherpheid van het geluid gebaseerd op het zwaartepunt van het waargenomen geluidsspectrum

4.2. Toekomstige maatregelen

Via de informatie die verkregen zal worden uit de geluidskaarten kunnen maatregelen en de bijhorende actieplannen opgesteld worden. De gewenste geluidsniveaus in de toekomst zijn niet

vastgelegd en zijn dus lidstaatafhankelijk. Dit zal natuurlijk ook zijn invloed hebben op de ondernomen acties. Lavrijsen (2009) stelt ook dat naast het beschermen tegen geluid ook bescherming van stilte opgenomen dient te worden in de actieplannen.

De beschikbare actieplannen zijn beschikbaar op <http://www.lne.be/themas/hinder-en-ricos/geluidshinder/beleid/eu-richtlijn>.

Naast bovenstaande maatregelen werden/worden verschillende andere onderzoeken aangaande (de toekomst van) omgevingslawaaï gehouden. Het vermelden waard is het HOSANNA-project (Holistic and sustainable abatement of noise by optimized combinations of natural and artificial means) waarin vegetatie gebruikt wordt voor het verbeteren van het stedelijk geluidsklimaat (<http://www.greener-cities.eu>, mei 2010). Ook de Milieuverkenning (2009) heeft aandacht voor de geluidsproblematiek.

Hier wordt gefocust op scenario's:

“Het ref-scenario gaat uit van het voortzetten van het huidige beleid om de geluidshinder voor weg-, trein- en vliegverkeer te bestrijden.

Het eur-scenario bestaat enerzijds uit de sectormaatregelen die gericht zijn op het behalen van de Europese doelstellingen. Anderzijds omvat dit scenario maatregelen die deel zouden kunnen uitmaken van de actieplannen geluid die momenteel nog in opmaak zijn in het kader van de Europese end-richtlijn. Voor vliegverkeer is naast de groeiende intensiteit enkel bijkomend rekening gehouden met de verwachte marktevolutie op het vlak van vlootvernieuwing.

Het visi-scenario baseert zich in de eerste plaats op de visionaire evoluties die uit de sector transport volgen (bijvoorbeeld de evolutie van het wagenpark). Daarnaast werden nog enkele bijkomende maatregelen geformuleerd. Ten opzichte van het eur-scenario zijn er in dit scenario ook voor vliegverkeer enkele bijkomende maatregelen doorgerekend.”

Naast grote maatregelen, vertrekkende vanuit Europese of Vlaamse richtlijnen, kunnen ook bepaalde lokale initiatieven vermeld worden.

Verheyden (2008) stelt, zich baserend op de bevindingen betreffende de helende werking van stille gebieden van de Gezondheidsraad (2006), dat stillere gebieden buiten de stad kunnen gecreëerd worden, maar dat ook binnen de stad bepaalde ‘rustige’ gebieden kunnen ingesteld worden. Zo kunnen gebouwen als geluidsbuffer dienen voor een centraal groen en rustig gebied. Zo zou de verplaatsing om te kunnen genieten van de stilte tot een minimum kunnen herleid worden.

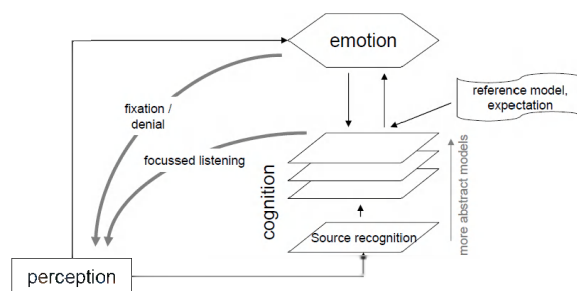
Daarnaast kan het bestrijden van geluidshinder wordt vaak als onderdeel opgenomen bij “integraal technisch groen”. Hierbij wordt gesteld dat binnen een jaar of vijf het groen richtinggevend is voor planontwikkeling van een locatie in plaats van andersom (De Kluiver & Waagstra, 2006 in Verheyden, 2008). Voor Antwerpen werd dergelijk ontwerp opgesteld en geïmplementeerd. Het beschrijft de toepassing van een samenhangend stelsel van beslissingen om te komen tot een (wind)klimaatgerichte inrichting van terreinen. De belangrijkste doelstellingen hierbij zijn energiebesparing en geluidsbeheersing (Verheyden, 2008).

4.3. Een nieuwe benadering: ‘soundscapes’

Hoewel omgevingsgeluidsreductie de belangrijkste focus wegdraagt van de hedendaagse maatregelen is men het erover eens dat dit niet altijd leidt tot een verbetering van de levenskwaliteit

en de tevredenheid van het volk. Zo is het wetenschappelijk aangetoond dat de levenskwaliteit in een stedelijke omgeving bij een geluidsniveau onder de 65 tot 70 dB niet meer afhangt van dit geluidsniveau, zodat een vermindering van een aantal dB geen significante verandering in levenscomfort teweegbrengt. Hier voor werd een multidisciplinaire benadering in het leven geroepen, namelijk deze die de 'soundscape' bestudeert. Hierbij wordt onderzoek gedaan naar de interactie van het oor, mensen, de maatschappij en de geluidsomgeving. De voorkennis en emoties van de ontvangers van geluid worden meegenomen in deze 'soundscape'-benadering. Naast natuurwetenschappen omvat deze ook ingenieurswetenschappen, sociale wetenschappen, humane wetenschappen, geneeskunde en kunst. Geluid wordt hierbij eerder benadert als een 'bron' in plaats van als een 'afvalproduct' of 'hinder'. De nadruk ligt vooral op duurzaamheid en kwetsbaarheid (COST, s.d.).

De manier van perceptie bij de 'soundscapes' kan teruggevonden worden in onderstaand model.



Figuur 12.9: 'Soundscape'-model voor perceptie

Bron: Botteldooren, D., De Coensel, B. (2006). *Quality labels for the quiet rural soundscape*. INTER-NOISE 2006, 3-6 december 2006, Honolulu, Hawaii, USA.

Hoewel deze discipline nog in zijn kinderschoenen staat is er al heel wat onderzoek naar verricht. De voordelen die uit deze nieuwe benaderingen zullen vloeien, hebben zeker hun invloed op gezondheid, cultuur en economie:

- **Gezondheid:** enerzijds is het wetenschappelijk bewezen dat 'restorative soundscapes' en stiltegebieden de mentale gezondheid bevorderen. Anderzijds wordt de hedendaagse maatschappij gekenmerkt door een verregaande vergrijzing en is het aangetoond dat de gezondheid van ouderen kwetsbaarder is in omgevingen met een hoge graad van geluidshinder. Een geschikte 'soundscape' staat ook garant voor betere leerprestaties en ontwikkeling van social skills van kinderen (COST, s.d.).
- **Cultuur:** geluiden zijn een onderdeel van het karakteristiek van een bepaalde plaats. Door de verregaande verstedelijking worden plaatsgebonden geluiden overheerst door stedelijke ruis. Door de installatie van geschikte 'soundscapes' zullen bepaalde kenmerken zoals specifieke geluiden van plaatsen opnieuw ten volle tot hun recht komen, wat op zijn beurt een positieve invloed kan hebben op toerisme. Op deze manier wordt een nieuwe dimensie toegevoegd aan het concept van 'Werelderfgoed' (COST, s.d.).
- **Economie:** aantrekkelijke 'soundscapes' kunnen niet enkel de culturele identiteit versterken maar ook economisch een rol spelen op vlak van grondprijzen, creatie van een attractief klimaat voor investeringen, kostvermindering veroorzaakt door asociaal gedrag,...

Daarenboven zal het extra gegenereerde toerisme hoogstwaarschijnlijk enorme economische voordelen met zich meebrengen (COST, s.d.).

5. WINSTEN UIT BUFFERING VAN GELUID

5.1. Geluidswinst

Zoals aangetoond in het hoofdstuk 'processen en structuren' hebben de meeste natuurlijke structuren niet echt veel invloed op geluidsimmissie. Bij hogere vegetatie echter kan, mits een grote breedte, wel een significant verschil optreden. Huisman (1990) stelt dat het effect van bos op wegverkeer bij een optelling van alle frequenties een geluidsvermindering van 4 tot 16 dB(A) kan opleveren (afstand tot de bron 100 m – 300 m). Een typerende waarde is een afname van 10 dB(A) per 100 m op een ontvangershoogte van 1,5 m. Dit wordt veroorzaakt door de akoestische bosgrond en de vegetatie (bladeren en stammen) zelf. Ook uit het Vademecum voor geluidshinder in de stad (vol 1) kunnen dergelijke conclusies getrokken worden. In het frequentiegebied waar verkeerslawaai zich situeert (tussen 500 en 1500 Hz) bedraagt de afname 7 tot 10 dB per 100 m dicht bos (Liekens et al. 2009).

Tabel 12.4: Absorptie per 100 m dichte vegetatie (dB).

Bron: Vademecum voor geluidshinder in de stad (Vol 1): BIM (in Liekens et al. 2009)

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

5.2. Gezondheidswinst

De effecten en winst op gezondheid kunnen ook opgenomen worden. De resultaten voor verloren gezonde levensjaren (DALY's), veroorzaakt door geluidshinder met als gevolg verschillende elementen zoals slaapverstoring en ziektes, lopen echter sterk uiteen en zijn nog weinig bestudeerd (Cousy, 2007 in Liekens et al. 2009).

De Gezondheidsraad (2006) vermoedt dat een verblijf in een stil gebied een positieve invloed zal hebben op de gezondheid. Het aanwezige (gewenste) geluid en het uitzicht op groen speelt hoogstwaarschijnlijk een belangrijke invloed in de 'herstelkracht' van het verblijf.

5.3. Economische winst

De economische waardering van de preferenties van burgers voor geluidshinder wordt meestal vastgelegd aan de hand van de 'hedonic pricing method' ('revealed preferences'). Hierbij wordt via statistische analyse nagegaan wat de bereidheid is tot betalen (van een prijs voor vastgoed) voor de vermindering van één eenheid (dB(A)) (Liekens et al. 2009). Den Boer et al. (2008) hield hierover een literatuurstudie en kwam tot de conclusie dat HP-studies vooral lokaal toepasbaar zijn. Ook wees hij op het feit dat een geluidsreductie van 1 dB hoger gewaardeerd wordt bij een hoger geluidsniveau dan bij een lager geluidsniveau.

Naast de 'hedonic pricing method' kunnen ook de 'stated preferences' aan de hand van de 'contingent valuation method' gemeten worden. Deze zijn erg tijd- en geldroepend en zijn dus erg schaars (Liekens et al. 2009).

Studies die de effecten van geluid waarderen zijn nog zeldzamer. Hun resultaten variëren tussen 2 EUR en 200 EUR per huishouden/jaar/dB (Liekens et al. 2009).

Als cijfervoorbeeld kan den Boer et al.(2008) worden aangehaald. Zijn 'Noise Sensitivity Depreciation Index' omvat de procentuele stijging/daling van de huizenprijzen per dB geluidsvermindering/-verhoging. De resultaten hiervan kunnen hieronder terug gevonden worden.

Tabel 12.5: Waardering van een dB-verandering per woning
Bron: den Boer, L.C.;van den Vreede, G.J.; de Jong, F.L.; de Bruyn, S.M. (2008). Beleving en MKBA in het geluidsbeleid. Een verkenning naar beleving en kosten-batenanalyse bij de aanpak van geluidshinder. Delft: CE.

Studie	Drempelwaarde	NSDI
Theebe (2004)	40 dB	0,4%
Udo (2006)	55 dB	1,7%
	60 dB	1,9%

6. KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA IN VLAANDEREN

Door het werk van verschillende onderzoekers en in het bijzonder Huisman is de verwarring rond het de al dan niet geluidbufferende werking van vegetatiestructuren grotendeels opgeklaard.

Men is er nu echter ook van overtuigd dat bij geluidspereceptie niet enkel het geluid zijn invloed heeft. De impact van persoonlijke factoren – met geluidsgevoeligheid als belangrijkste persoonskenmerk – en andere omgevingselementen wordt nu vaak meegenomen in studies en deze nieuwe benadering heeft als naam 'soundscapes' gekregen. Ook hier is al heel wat nieuw onderzoek naar gedaan. Het huidige onderzoek blijft zich echter focussen op deze nieuwe inzichten (bv het HOSANNA-project).

Wat betreft geluidsproblematiek ligt de verantwoordelijkheid in Vlaanderen bij het Vlaams departement voor Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE). Het overgrote deel van het Vlaamse beleidsondersteunend onderzoek wordt dan ook gecoördineerd vanuit dit departement. Op vlak van het 'soundscape'-onderzoek ligt het zwaartepunt in Vlaanderen bij de Universiteit van Gent (Prof. Dick Botteldooren, vakgroep Informatietechnologie).

7. LITERATUUR

Antrop, M. 2007. Perspectieven op het landschap. Gent: Academia Press.

Botteldooren, D., De Coensel, B. 2006. Quality labels for the quiet rural soundscape. INTER-NOISE 2006, 3-6 december 2006, Honolulu, Hawaii, USA.

Botteldooren, D. 2008. Fysische aspecten van milieuverontreiniging, partim geluidshinder. Onuitgegeven cursus, universiteit Gent, faculteit ingenieurswetenschappen, vakgroep informatietechnologie.

Botteldooren, D., De Coensel, B. 2009. Informational masking and attention focussing on environmental sound, NAG/DAGA 2009 International Conference on Acoustics, 23-26 March 2009, Rotterdam, The Netherlands.

COST, s.d.. Soundscape of European cities and landscapes. Memorandum of understanding. For the implementation of a European Concerted Research Action designated as COST Action TD0804. <http://Soundscape-cost.org> (april 2010).

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

- Elevitch, C., Wilkinson, K. 2001. Overstory #60: Trees as noise buffers. <http://www.agroforester.com/overstory/overstory60.html> (april 2010).
- FHWA 1995. Highway traffic noise analysis and abatement policy and guidance. Washington D.C.: Federal Highway Administration (FHWA) – Department of Transportation.
- Gezondheidsraad 2006. Stille gebieden en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad.
- HOSANNA, s.d.. HOListic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means. European Commission: Sustainable Surface Transport. <http://www.greener-cities.eu> (mei 2010).
- Huisman, W. 1990. Geluidsvoortplanting over begroeide bodem. Website van proefschrift, <http://www.willibrordhuisman.nl/HvH/Proefschrift.html> (april 2010).
- HYENA, s.d.. HYPertension and Exposure to Noise near Airports. European Commission: Quality of Life and Management of Living Resources - Environment and Health. <http://www.hvena.eu.com> (april 2010).
- Lavrijsen, J. 2009. Omgevingslawaai in kaart gebracht. <http://www.milieu-en-gezondheid.be/nieuwsbrief/archief/biomonitor%2021/geluidskaat.pdf> (april 2010)
- Liekens, I., Schaafsma, M., Staes, J., De Nocker, L., Brouwer, R., Meire, P. 2009. Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, VITO, 2009/RMA/R308.
- RANCH, s.d.. Road Traffic & Aircraft Noise & Children's Cognition & Health. European Commission: Quality of Life and Management of Living Resources - Environment and Health. http://www.wolfson.amul.ac.uk/RANCH_Project/ (april 2010).
- RIVM 2004. Hinder door milieufactoren en de beoordeling van de leefomgeving in Nederland. Inventarisatie Verstoringen 2003. In opdracht van het Ministerie van VROM-DGM, directie Lokale Milieukwaliteit en Verkeer.
- Significant GfK 2008. Eindrapport: Uitvoeren van een schriftelijke enquête ter bepaling van het percentage gehinderden door geur, geluid en licht in Vlaanderen. SLO2-meting. In opdracht van de Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie
- Vaes, F. 2001. Bosbouw: algemene begrippen. Cursus bosbouw bekwaamheid. Brussel: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Bos & groen.
- Van Steertegem, M. (red.) 2009. Milieuverkenning 2030. Erembodegem: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
- Verheyden, W. 2008. Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen: Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen. Unpublished thesis, Katholieke Hogeschool Kempen, Industriële en biowetenschappen Geel.
- Waterman, E. 2001. Veel gestelde vragen over geluid. http://home.wanadoo.nl/ellywaterman/geluid/faq_geluid.htm (april 2010).

Hoofdstuk XIII. Opname van fijn stof en pollutanten door groenelementen in Vlaanderen

Brecht De Meulenaer, Jan Staes, Sander Jacobs (UA-ECOBÉ)

1. ABSTRACT

Fijn stof is een mengsel van deeltjes van uiteenlopende samenstelling en afmeting in de lucht. De deeltjes worden ingedeeld in fracties op basis van hun grootte. PM₁₀, PM_{2,5} en PM_{0,1} zijn de fracties van de deeltjes met een aërodynamische diameter (a.d.) kleiner dan respectievelijk 10, 2,5 en 0,1 µm. Deze fracties worden gezien als enkele van de belangrijkste luchtverontreinigende stoffen die leiden tot nadelige gezondheidseffecten. Door hun fijne (kleine) karakter zijn de stofdeeltjes in staat de luchtwegen binnen te dringen en zich daar af te zetten op neus, keel- en mondholte, longen of de longblaasjes. Wanneer fijne deeltjes neerslaan in de longblaasjes kunnen ze opgenomen worden door het bloed, wat een mogelijk mechanisme voor hart en vaatziekten is (Nemmar et al. 2002). Fijn stof kan ook tal van ontstekingsmechanismen veroorzaken in longen (chronische bronchitis en astma). Fijn stof in de lucht kan leiden tot gezondheidsklachten en zelfs tot voortijdige sterfte. Effecten van luchtverontreiniging door fijn stof op volksgezondheid vormen de belangrijkste oorzaak van (gekende en gekwantificeerde) effecten van milieuverontreiniging op gezondheid (MIRA-T, 2006). Voor de huidige concentraties werden ze geschat op omgerekend zo'n 500 euro per inwoner per jaar, waarvan 75 % wordt toegeschreven aan de PM_{2.5} fractie (Mira, verspreiding zwevend stof 2007). Een reductie van deze effecten kan dus belangrijke baten opleveren.

Vegetatie heeft op verschillende manieren een positieve invloed op de luchtkwaliteit. Naast het opnemen van koolstofdioxide (CO₂) en het produceren van zuurstofgas O₂ draagt vegetatie bij aan een beperking van de verspreiding van fijn stof omdat het de droge depositie (neerslag) van zwevend stof verhoogd. Naast fijn stof heeft vegetatie ook een effect op NO₂, Ozon, NH₃, VOS. NO_x en NH₃ zijn van belang als precusoren 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). Secundair fijn stof is belangrijk vanuit milieubeleid omdat het bijdraagt aan de totale hoeveelheid zwevend stof en (mogelijk) gelijkaardige gezondheidseffecten heeft (zie hoofdstuk over waardering voor meer details). Tot slot kan vegetatie ook een bron zijn voor verspreiding van stoffen zoals VOS en pollen.

De Europese richtlijn 1999/30/EG legt normen op voor de concentratie fijn stof (PM₁₀) in de omgevingslucht. De dagwaarde 50 µg/m³ mag niet meer dan 35 keer per jaar worden overschreden en het jaargemiddelde dient onder de 40 µg/m³ te blijven (MIRA). Het maximaliseren van natuurlijke opname van fijn stof en pollutanten door groenelementen levert dus directe maatschappelijke voordelen.

2. HET BELANG VAN NATUURLIJKE OPNAME IN DE VLAAMSE CONTEXT

In Vlaanderen wordt de gezondheidsimpact vertaald in de zogenaamde 'disability adjusted life years (DALY's)' en meet het aantal gezonde levensjaren die een populatie verliest door ziekte en sterfte. In Vlaanderen wordt dit in 2005 geschat op 3 maanden per inwoner (ervan uitgaand dat de bevolking

gedurende de volledige levensduur wordt blootgesteld aan de concentratie van 2005). Dit stemt overeen met ongeveer 2% van de totale ziektelast (MIRA-T, 2006). Fijn stof is verantwoordelijk voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast veroorzaakt door milieuverontreiniging (Mira, achtergrond-document milieu mens en gezondheid, 2007).

Het huidige beleid wordt echter vooral bepaald door de internationale verplichtingen waaraan ons land moet voldoen. De Europese richtlijn 1999/30/EG legt normen op voor de concentratie fijn stof (PM₁₀) in de omgevingslucht. De dagwaarde 50 µg/m³ mag niet meer dan 35 keer per jaar worden overschreden en het jaargemiddelde dient onder de 40 µg/m³ te blijven (MIRA). Uiteraard is het terugdringen van emissies cruciaal in het verlagen van de fijn stof concentraties. Maar bomen en andere vegetaties spelen een cruciale rol in het verbeteren van de luchtkwaliteit in de stedelijke gebieden en daarbuiten, door natuurlijke adsorptie van fijn stof en andere vervuilende stoffen.

Knelpunten (waar de norm dus vaak overschreden wordt) zoals locaties dicht langs drukke snelwegen, voornamelijk daar waar veel vrachtverkeer is; locaties langs drukke wegen binnen stedelijk gebied, locaties in de nabijheid van industrie; locaties rond het uiteinde van een verkeerstunnel; locaties langs drukke vaarwegen zijn prioritaire locaties voor het maximaliseren van natuurlijke adsorptie

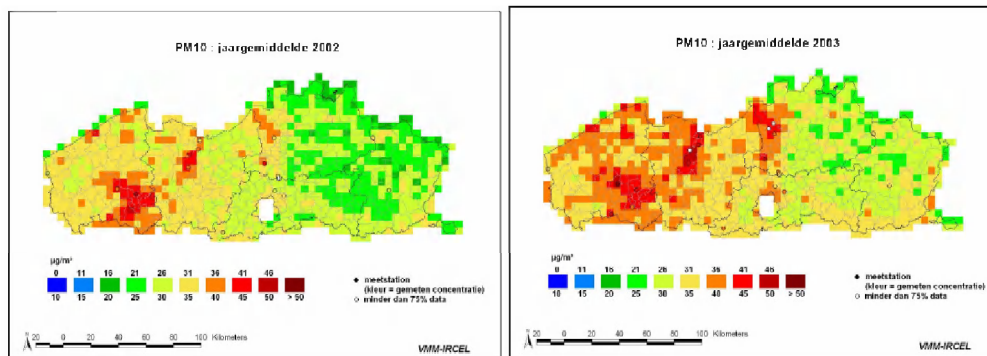
3. PROCESSEN EN STRUCTUREN

3.1. Processen

Bronnen van fijn stof en pollutanten

De verspreiding en samenstelling van fijn stof is vrij heterogeen (Fig. 13.1), een deel is van natuurlijke oorsprong, vooral zeezoutdeeltjes, opwaaiend bodemstof, maar ook stofprecursoren die door de vegetatie worden afgegeven (b.v. isopropen en terpenen van bossen). Over de herkomst en het belang van het natuurlijke fijn stof bestaan nog heel wat onduidelijkheden. Er bestaat ook wat controversie rond omdat ze vermoedelijk minder schadelijk zijn voor de gezondheid, maar wel kunnen bijdragen tot overschrijdingen van de norm. Het kleine, meest schadelijke fijn stof (PM 2.5) is vrijwel uitsluitend afkomstig van antropogene bronnen, natuurlijke bronnen geven eerder aanleiding tot grovere partikels (PM 10) (Mira-T,2006). De meest schadelijke emissies zijn afkomstig uit het wegverkeer. Het gaat dan vooral om roetdeeltjes in uitlaatgassen, maar ook om stofresten van remschijven, koppelingsplaten en banden (Tonneijck & Arnhem, 2008; Verheyden, 2008). Andere bronnen van fijn stof zijn uitlaatgassen van de zeescheepvaart en de binnenvaart, verbrandingsprocessen in de industrie, en houtkachels in woningen. Een groot deel van het fijn stof wordt niet rechtstreeks uitgestoten maar ontstaat uit door omzetting van "voorloperstoffen" NH₃, NOx SO₂ en VOS. De precieze samenstelling en herkomst van de totale hoeveelheid fijn stof is nog niet helemaal vast te stellen (MIRA-T, 2006).

Luchtvervuiling manifesteert zich op verschillende schaalniveaus, enerzijds op een groter schaalniveau van regio of gewest, anderzijds op schaal van een stad, wijk of straat. In Vlaanderen zou slechts 29 % van het fijn stof (PM₁₀) en 26% (PM_{2.5}) afkomstig zijn van antropogene bronnen in Vlaanderen zelf.



Figuur 13.1: gemiddelde jaarlijkse PM10 concentraties in Vlaanderen (RIO-corimme interpolatie bron: MIRA-T)



Figuur 13.2: Schematische voorstelling van de opbouw van cocentraties luchtvervuiling in een straat (MIRA-T 2006, bron: IRCEL)

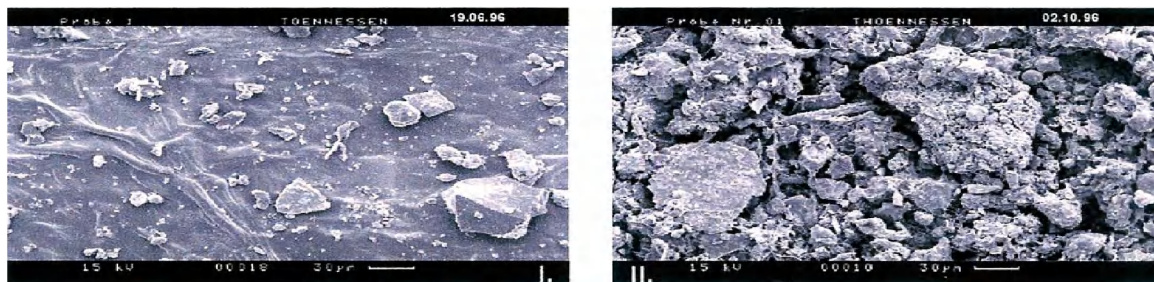
Natuurlijke opname van fijn stof en pollutien

Vegetatie heeft op verschillende manieren een positieve invloed op de luchtkwaliteit. Naast het opnemen van koolstofdioxide (CO₂) en het produceren van zuurstofgas O₂ draagt vegetatie bij aan een beperking van de verspreiding van fijn stof omdat het de droge depositie (neerslag) van zwevend stof verhoogd. Het proces en de factoren die het beïnvloeden zijn kort samengevat in van de Burg, 2006. Zwevend stof dat aanbots tegen blad (of tak) kan hierop neerslaan, waarbij – afhankelijk van de kenmerken van dat blad en wind – een deel terug in resuspentie kan gaan, en een deel op de vegetatie achterblijft. In vergelijking met bijv. een water- of verhard oppervlak zal bij vegetatie meer zwevend stof neerslaan omdat er meer potentieel contactoppervlak is. Bij regen zal dat (deels) afspoelen en op de bodem terecht komen waar het stof vastgehouden wordt door de kruid- of strooisellaag. Dit is een cyclisch proces waarbij het vegetatiedek herhaaldelijk stofdeeltjes uit de lucht filtert en naar de bodem afvoert (VAES, 2001). 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 natuurtypen en landbouw.

Naast fijn stof heeft vegetatie ook een effect op NO₂, Ozon, NH₃, VOS. NO_x en NH₃ zijn van belang als precusoren 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). Secundair fijn stof is belangrijk vanuit milieubeleid omdat het bijdraagt aan de totale hoeveelheid zwevend stof en (mogelijk) gelijkaardige gezondheidseffecten heeft (zie hoofdstuk over waardering voor meer details). Tot slot kan vegetatie ook een bron zijn voor verspreiding van stoffen zoals VOS en pollen. Er is echter geen informatie gekend om dit effect te kwantificeren en/of waarden.

Natuurlijke opname kan zowel gebeuren via de huidmondjes op de bladeren (absorptie) als via de cuticula (adsorptie). Daarnaast kan ook deeltjesvormige luchtverontreiniging vastgehouden worden door de structuur van bladeren en andere plantendelen (impactie) (Tonneijck et al. 2006).

Gasvormige verontreinigen als ozon en stikstofoxiden worden vooral opgenomen via de huidmondjes hiertoe zijn vooral de dunne platte, brede bladeren van loofbomen geschikt. Door adsorptie door de cuticula worden vooral vluchtige componenten als PCB's, dioxinen en dergelijke opgenomen, hiervoor zijn vooral bladeren met een dikke, vette waslaag (cuticula) zoals die van naaldbomen erg geschikt. Voor het opnemen van fijnstof (impactie) zijn spitse vormen (zoals naalden van naaldbomen) en ruw behaarde 'plakkerige' bladeren dan weer ideaal. Ook loofbomen in de winter zijn in staat om fijn stof op te vangen zowel aan de stammen als de takken en twijgen blijft fijn stof kleven. Daarenboven is ook de vochtigheid bevorderlijk voor het vasthouden van fijn stof en in de winter is het meestal vochtiger dan in de zomer, waardoor loofbomen dus nog wel degelijk fijn stof zullen kunnen vasthouden in de winter. Soorten met een gladde stam of glad bladoppervlak zijn minder geschikt (Kuypers et al. 2006; Tonneijck et al. 2006; Hiemstra et al. 2008). Fijn stof wordt niet echt opgenomen door de planten het blijft als het ware kleven op de plant, waardoor bij de eerstvolgende regenbui het fijn stof dan kan afgespoeld worden en zo in de strooisellaag terecht komt, om in de bodem te verdwijnen. Om die reden is een straatboom in een onbegroeide verharding, waar nauwelijks sprake is van bodemprocessen, minder efficiënt dan een boom die een kruidenberm of heestervak staat (Kuypers et al. 2006).



Figuur 13.3: Detailfoto van fijn stof op het blad van een wilde wingerd *Parthenocissus tricuspidata* in juni (links) en oktober (rechts) (Thönnessen, 2005 in Hiemstra et al. 2006)

3.2. Structuren

Soortkeuze

Er bestaan tal van rangschikkingen en getallen waarbij bomen worden ingedeeld naar hun vermogen om concentraties fijn stof en andere pollutanten te verlagen (Fig. 13.4, Tab. 13.1). Wat betreft het opvangen van fijn stof bestaat er ook niet steeds wetenschappelijke consensus (Tonneijck, 2005 versus Verheyden, 2008). Het is echter van belang een goede mix van soorten te gebruiken (en een mix van naald en loofbomen) om de verschillende componenten van de luchtvervuiling aan te pakken (Verheyden, 2008). Belangrijk is ook de gelaagdheid van de aanplant, zowel de boom-struik en kruidlaag hebben een functie in bij het opvangen en verwerken van stoffen (Kuypers et al. 2006).

Naast verschillende capaciteit om stoffen op te vangen hebben bomen ook verschillende eigenschappen wat betreft het uitstoten van vluchtige organische stoffen (VOS). Bomen vangen

namelijk niet alleen schadelijke stoffen weg, soms dragen ze ook zelf bij tot de luchtverontreiniging omdat ze VOS emitteren. Samen met NO₂ leiden deze biogene emissies van VOS tot de vorming van ozon. Vooral populieren, Eiken Platanen en Wilgen hebben de eigenschap veel VOS te emitteren (Tonneijck et al. 2006, Fig. 13.4).

Tabel 1 Geschiktheid voor vermindering ozonniveau		
Meest geschikt	Matig geschikt	Minder geschikt
<i>Acer campestre</i>	<i>Cupressus sempervirens</i>	<i>Populus tremula</i>
<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus cordata</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Alnus incana</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	<i>Corylus colurna</i>	<i>Salix alba</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Larix decidua</i>	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Salix fragilis</i>
<i>Pinus nigra</i>	<i>Malus domestica</i>	
<i>Prunus laurocerasus</i>	<i>Prunus avium</i>	
	<i>Sambucus nigra</i>	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	
	<i>Syringa vulgaris</i>	
	<i>Tilia x europaea</i>	
	<i>Ulmus procera</i>	

Tabel 2 Bomen die NO ₂ zeer goed opnemen	Tabel 3 Bomen die vluchtige organische stoffen produceren
<i>Magnolia kobus</i>	Zeer weinig tot niet aantoonbaar
<i>Populus nigra</i>	<i>Betula</i> sp.
<i>Prunus x yedoensis</i>	<i>Crataegus</i> sp.
<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Fraxinus</i> sp.
<i>Salix babylonica</i> 'Tortuosa'	<i>Morus</i> sp.
<i>Sophora japonica</i>	<i>Prunus</i> sp.
<i>Zelkova serrata</i>	<i>Pyrus</i> sp.
	<i>Sorbus</i> sp.
	<i>Ulmus</i> sp.
	<i>Castanea sativa</i>

Matig tot zeer veel
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>
<i>Koeleruteria paniculata</i>
<i>Liquidambar styraciflua</i>
<i>Platanus</i> sp.
<i>Quercus</i> sp.
<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Salix</i> sp.
<i>Populus</i> sp.

Figuur 13.4: geschiktheid voor verminderen van ozonniveau, NO₂ opname en VOS-productie van verschillende boomsoorten (uit Verheyden, 2008)

Tabel 13.1: Schatting van de effectiviteit van een aantal soorten om concentraties van fijn stof, stikstofoxiden en ozon in de lucht te verlagen (uit Hiemstra et al. 2008)

KOLOM SOORT

* Genoemde eigenschappen gelden ook voor de cultivars van de genoemde soort.

KOLOM FIJN STOF (AFVANGEN), STIKSTOFOXIDEN (ABSORPTIE) EN OZON (ABSORPTIE)

■ : Minst effectief
 ■ ■ ■ : Meest effectief

KOLOM STIKSTOFOXIDEN

+ Soorten die veel stikstofdioxide absorberen en hier niet gevoelig voor zijn (op basis van Japans onderzoek)

KOLOM OZON

+ Soorten die de ozonconcentratie effectief doen dalen in de stad (op basis van Engels onderzoek)

- Soorten die de ozonconcentratie doen stijgen in de stad (op basis van Engels onderzoek)

KOLOM EMISSIE VAN VLUCHTIGE ORGANISCHE STOFFEN

■ : Geringe emissie
 ■ ■ ■ : Veel emissie

■ De emissie van vluchtige organische stoffen is bij deze soorten niet meetbaar.

BRONVERMELDING

① Takahashi en anderen, 2005
 ② Donovan en anderen, 2005

③ Stewart en Hewitt, 2002
 ④ Nowak en anderen, 2002

SOORT	FIJN STOF PM10	STIKSTOFOXIDEN NO+NO ₂	OZON O ₃	EMISSIE VAN VLUCHTIGE ORGANISCHE STOFFEN ③ ④
HEESTERS				
<i>Amelanchier lamarckii</i>	■	■	■	■
<i>Berberis xfrickartii</i> *	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Chaenomeles</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Corylus colurna</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■
<i>Euonymus (bladverliezend)</i>	■	■ ■ ■ +	■ ■ ■ +	■
<i>Euonymus (bladhoudend)</i>	■ ■	■ ■ ■ +	■ ■ ■	■
<i>Hedera</i>	■ ■	■	■	■
<i>Ilex xmeserveae</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ +
<i>Lonicera (bladverliezend)</i>	■	■	■	■
<i>Lonicera (bladhoudend)</i>	■ ■	■	■	■
<i>Mahonia</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■ ■
<i>Potentilla fruticosa</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Rosa</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Spiraea</i>	■	■ ■	■ ■	■ ■
KLIIMPANTEN				
<i>Clematis</i>	■	■	■	■
<i>Fallopia</i>	■ ■ ■	■ ■ ■	■ ■ ■	■
<i>Hedera</i>	■ ■ ■	■	■	■
<i>Lonicera</i>	■	■ ■	■ ■	■
<i>Parthenocissus</i>	■	■ ■	■ ■	■
<i>Pyracantha</i>	■ ■	■ ■ ■	■ ■ ■	■
<i>Rosa</i>	■ ■	■ ■	■ ■	■ ■
<i>Wisteria</i>	■	■ ■	■ ■	■

(vervolg tabel 13.1)

SOORT	FIJN STOF PM10	STIKSTOF NOx	OZON O ₃	EMISSIE VAN VLUCHTIGE ORGANISCHE STOFFEN
NAALDBOMEN				
<i>Ginkgo biloba</i> *	■	■■■	■■■	■
<i>Metasequoia glyptostroboides</i>	■■■	■	■	■
<i>Pinus nigra</i>	■■■	■	■	+
<i>Pinus sylvestris</i> *	■■■	■	■	■
<i>Taxus</i>	■■■	■	■	■
HAGEN				
<i>Carpinus betulus</i>	■■	■■■	■■■	■
<i>Fagus</i>	■■	■■■	■■■	•
<i>Ligustrum</i>	■■	■■■	■■■	•
LOOFBOMEN				
<i>Acer platanoides</i> *	■	■■■	■■■	+ ♀
<i>Acer pseudoplatanus</i> *	■	■■■	■■■	+ •
<i>Aesculus</i>	■■	■■■	■■■	•
<i>Ailanthus altissima</i>	■	■■■	■■■	■
<i>Alnus cordata</i>	■	■■■	■■■	+ •
<i>Alnus glutinosa</i> *	■	■■■	■■■	+ •
<i>Alnus xpaethii</i>	■■	■■■	■■■	+ •
<i>Betula ermanii</i> *	■■	■■■	■■■	+ •
<i>Betula nigra</i>	■■	■■■	■■■	+ ■
<i>Betula pendula</i>	■■	■■■	■■■	+ ■
<i>Betula utilis</i> *	■■	■■■	■■■	+ ■
<i>Carpinus betulus</i> *	■■	■■■	■■■	■
<i>Crataegus xpersimilis</i> *	■	■■■	■■■	+ •
<i>Fagus sylvatica</i> *	■■	■■■	■■■	•
<i>Fraxinus angustifolia</i> *	■	■■■	■■■	•
<i>Fraxinus excelsior</i> *	■	■■■	■■■	+ •
<i>Fraxinus ornus</i> *	■	■■■	■■■	•
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	■■	■■■	■■■	•
<i>Gleditsia triacanthos</i> *	■■	■■■	■■■	•
<i>Koelreuteria paniculata</i>	■	■■	■■	■■■
<i>Liquidambar styraciflua</i>	■■	■■■	■■■	■■■
<i>Liriodendron tulipifera</i>	■	■■■	■■■	•
<i>Magnolia kobus</i>	■	■■	■■	■
<i>Malus</i> *	■■	■■■	■■■	+ •
<i>Parrotia persica</i>	■■	■	■	
<i>Platanus xhispanica</i> *	■■	■■■	■■■	■■■
<i>Populus</i> *	■■	■■■	■■■	- ■■■
<i>Prunus</i> *	■■	■■■	■■■	+ •
<i>Pyrus calleryana</i> *	■	■■■	■■■	•
<i>Quercus palustris</i>	■■	■■■	■■■	+ ■■■
<i>Quercus robur</i> *	■	■■■	■■■	+ ■■■
<i>Salix alba</i> *	■■	■■■	■■■	+ ■■■
<i>Sophora japonica</i>	■■	■■■	■■■	•
<i>Sorbus</i>	■■	■■■	■■■	+ ■
<i>Tilia cordata</i> *	■■	■■■	■■■	■
<i>Tilia europaea</i> *	■	■■■	■■■	+ ■
<i>Ulmus</i> *	■■	■■■	■■■	+ ■

Naast het potentieel voor natuurlijke opname van fijn stof en pollutanten dienen ook andere factoren overwogen te worden bij de keuze van de aan te planten bomen, zoals het veroorzaken van allergische reacties, overlast door vallende vruchten of bladeren,...

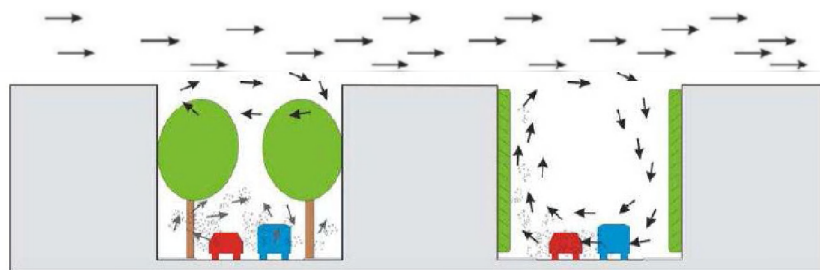
Ook structuren als Gevelgroen en Groendaken leveren hun bijdrage bij het verbeteren van de luchtkwaliteit en zijn gezien de kleinere ruimtevereisten interessant.

Ruimtelijke structuur

In absolute zin nemen beplantingen meer verontreiniging uit de lucht naarmate het aanbod (de concentratie) groter is. Aanplant van bomen dicht bij de bron van de verontreiniging waar de concentraties het hoogst zijn, is dan ook efficiënter dan aanplanten ver weg, toch draagt ook groen dat ver weg van fijn stof knelpunten staat bij tot het verwijderen van fijn stof en bijgevolg tot het verbeteren van luchtkwaliteit (verlagen van de achtergrondconcentratie) en van gezondheidssituatie. (Tonneijck & Arnhem, 2008).

Een groenaanplanting (of ander obstakel) heeft een sterke invloed op de wind en de luchtstromingen. Voor een gedetailleerde bespreking zie o.a. Tonneijck et al. (2006). Belangrijk is dat groenelementen de luchtsnelheid vertragen, waardoor zich meer fijn stof kan afzetten. Het is echter ook van belang dat de aanplant een zekere openheid (porositeit) bezitten, zodat de wind met de opgeloste stoffen kan doordringen in de vegetatie en dat zich ook daar fijn stof kan afzetten (en dus niet alleen aan de rand). Daarnaast zijn ook de turbulenties die ontstaan rond een obstakel bevorderlijk voor de opname van fijn stof. Vooral de hoogte van de planting is van cruciaal belang in het beïnvloeden van de windcirculaties. In de windluwte van beplanting zal de windsnelheid lager zijn en zal er meer fijn stof afgezet worden. Hoe hoger hoe groter het gebied waarbinnen de windsnelheid verlaagt hoe meer fijn stof kan worden afgezet (Tonneijck et al. 2006).

Op plaatsen met een hoge concentratie aan fijn stof is het belangrijk voor voldoende luchtcirculatie te zorgen, anders kunnen zogenaamde 'streetcanyons' ontstaan (Fig. 13.5). Een streetcanyon is een straat tussen twee rijen hoge gebouwen waar de wind de uitlaatgassen van de auto's niet kan wegblazen, er ontstaat een lokaal luchtkwaliteitsprobleem. Ook het aanplanten van bomen in een straat kan ervoor zorgen dat een tunneleffect ontstaat en de vuile lucht onder het kroonvlak wordt vastgehouden. Als de straatbomen deze vervuiling niet volledig kunnen verwerken kan dit dus leiden tot een lokaal negatieve invloed van groen op de luchtkwaliteit (o.a. Kuypers et al. 2006; Tonneijck & Arnhem, 2008). Daarom is het belangrijk groenelementen op een dergelijke manier in te plannen dat de windsnelheid door de groenstructuur en op de straten optimaal blijft.



figuur 13.5: verdeling van polluenten in verschillend begroeide straatruimtes (uit Verheyden 2008)

4. WINSTEN EN BENODIGDE MAATREGELEN

4.1. Winsten uit natuurlijke opname (Liekens et al 2009)

De hoeveelheid stof die wordt opgevangen door groenelementen hangt af van verschillende factoren:

- De concentraties van zwevende stoffen in de atmosfeer, en hun samenstelling
- De windomstandigheden, wat een combinatie is van meteo en van landschapselementen die lokale meteo beïnvloeden;
- Het type vegetatie, vnl. name de totale oppervlakte aan blad en kenmerken van daarvan.

Bij beoordeling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit moeten we een onderscheid maken tussen twee soorten effecten:

- Het bovenlokale effect op luchtkwaliteit, waarbij grotere eenheden vegetatie als een sink van fijn stof kunnen beschouwd worden, die verdere verspreiding beperken. De omvang van dit effect wordt bepaald door gemiddelde concentraties van zwevend stof, gemiddelde meteo en verder vooral door het type vegetatie. Voor dit effect kunnen kengetallen worden afgeleid in functie van vegetatietype.
- Daarnaast onderscheiden we het lokale effect van vegetatie op concentraties in de onmiddellijke nabijheid (enkele tientallen meters). Dit effect is veel moeilijker te vatten via kengetallen omdat de omvang afhangt van zeer lokale gegevens, zowel m.b.t. de aanwezige pollutanten (die verschillen in concentraties en samenstelling in functie van nabijheid van bijv. verkeer), lokale meteo (bijv. al dan niet in "street canyons"). De relevante processen zijn complexer omdat er interactie is tussen vegetatie en lokale meteo. De resultaten zijn ook minder eenduidig (bijv. afname op één plaats en toename op andere plaatsen). Lokale effecten zijn vooral van belang voor de beoordeling van het gebruik van groenschermen of vegetatie bij lokaal luchtkwaliteitsbeleid (bijv. in steden of dichtbij verkeersassen).

Binnen één natuurtype (bijv. bos) zijn er verder ook nog grote verschillen mogelijk, bijv. in functie van het soort boom. Op die wijze kan men de opvang van fijn stof $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor NO_2 is het mechanisme opname van NO_2 via de huidmondjes. Naast bovenvermelde factoren spelen hier het aantal huidmondjes en de mate waarin zij openstaan mee. Dezelfde mechanismen spelen voor ozon en NH_3 .

Fijn stof:

Er is een brede waaier van literatuur over de effecten van groen en vegetatie op luchtkwaliteit, zowel op basis van experimenten als op basis van modelstudies. De resultaten van deze studies zijn zelden te gebruiken, omdat ze resultaten rapporteren in functie van % reducties van concentraties op een bepaalde plaats, wat onvoldoende is om het marginale effect van afvang van fijn stof op bovenlokale luchtkwaliteit te beoordelen. Vaak is er ook onvoldoende informatie over de hoeveelheid of wijzigingen in vegetatie.

Voor afleiding van kengetallen baseren we ons op twee Nederlandse bronnen, Witteveen en Bos, 2006 en Oosterbaan 2006. De kengetallen zijn opgelijst in Tabel 13.2, voor verschillende natuurtypes. De grootteorde van effecten is gelijkaardig voor beide studies (die ook terugvallen op gelijkaardige of dezelfde kennisbronnen). Beide studies geven wel grotere verschillen voor het netto effect van omzetting van weiland of akkerland naar bos omdat Oosterbaan in vergelijking met Witteveen en Bos ten eerste lagere kengetallen hanteert voor bos en wel verhoogde droge depositie toekent aan weiland en akkerbouw. Er is in de literatuur geen sprake van mogelijke verhoging van de droge depositie bij landgebruiken zoals industrie, wegen of open water (waarde $0\text{kg}/\text{ha}/\text{jaar}$).

Tabel 13.2: Kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurtypes (in $\text{kg}/\text{ha}/\text{jaar}$)

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

op basis aanname 10 % van bos met ondergroei

op basis aanname 50 % van bos met ondergroei

op basis bomenrij met struikgewas

op basis van een gevalstudie in Nederland, omvat effect van landschapselementen zoals heggen, struiken, bomenrijen en solitaire bomen, is een verhoging van enkele procenten van het effect van weiland of akkerland. 0 kg/ha/jaar betekent niet dat er daar geen droge depositie is, maar wel dat dit landgebruik droge depositie niet verhoogd.

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	Helde 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)

Andere polluenten:

De literatuur geeft ook schattingen voor afvang van en/of effecten op concentraties van NO₂ (Witteveen en bos), ozon en NH₃. Voor deze polluenten zijn de onzekerheden groter omdat ze maar op één bron zijn gebaseerd. Deze cijfers kunnen gehanteerd worden om ordes van grootte af te tasten, maar men moet voorzichtig zijn, vooral voor de vergelijking van verschillende natuurtypes (Tab. 13.3).

Tabel 13.3: Kengetallen voor de kwantificering van afvang van NO_x en NH₃ door natuurtypes (in kg/ha/jaar)
 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 op basis aanname 50 % van bos

Nr	Natuurtype	NOX	NH ₃
		Kg/ha/jaar	Kg/ha/jaar
1	Natuurlijke graslanden en ruigte		
	gras		
	ruigte		
2	Bos en struweel		
	Bos	205	45
	Bos met ondergroei		
3	Slik en schor		
4	Pioniersvegetaties		
5	Open water, riet en moeras		
	riet		37
	open water		
6	Heide en landduinen		
	heide	100 (1)	
	duin		
7	Weiland en akker		
	weiland	nvt	35
	akkerland		
	agrarisch landschap met landschapselementen		
	Bebouwde omgeving		
	Wegen, industrie		
	Bron:	Witteveen en Bos	Oosterbaan

Effecten van luchtverontreiniging door fijn stof op volksgezondheid vormen de belangrijkste oorzaak van (gekende en gekwantificeerde) effecten van milieuverontreiniging op gezondheid (MIRA, 2009). Voor de huidige concentraties werden ze geschat op omgerekend zo'n 500 euro per inwoner per jaar, waarvan 75 % wordt toegeschreven aan de PM_{2.5} fractie (Mira, verspreiding zwevend stof 2007). Een reductie van deze effecten kan dus belangrijke baten opleveren. Er bestaan verder kengetallen voor de impacts van emissies van fijn stof en fijn stof precursoren (NO_x, SO₂) toepasbaar op de uitstoot van deze emissies bij verbranding van fossiele brandstoffen en voor stof van banden en remmen van voertuigen.

Deze omvang van de externe kosten hangt af van de mate waarin de uitstoot van 1 kg fijn stof de blootstelling van mensen beïnvloedt, wat op zijn beurt afhangt van de plaats van uitstoot (laag bij de grond in stedelijk gebied zal tot hogere effecten op blootstelling leiden dan uitstoot uit schouwen in

landelijk gebied). De standaardmethodiek MKBA geeft hiervoor kengetallen toepasbaar op emissies voor transport op basis van studies voor MIRA (RA, p. 64).

De ons bekende studies naar effecten van groen op luchtkwaliteit kijken naar de effecten op concentraties van stoffen, maar kijken niet verder in detail naar de effecten op blootstelling van mensen of effecten op gezondheid. Er zijn ons geen data gekend die specifiek de effecten van afvang van luchtverontreiniging op gezondheid kwantificeren en waarderen. Er zijn wel methodes om dit benaderend in te schatten. In de MKBA worden deze in detail uitgewerkt, en de winst voor de natuurlijke opname van fijn stof, NO_x en NH₃ door groenelementen berekend (Tab. 13.4).

Tabel 13.4: Kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof, NO_x en NH₃ door natuurtypes (In euro/kg) Bron : VITO op basis Mira 2005

	Euro/kg
Fijn stof	30
Fijn stof (sensitiviteit)	18
NO _x	6.5
NH ₃	4.8

Naast gezondheid zijn er nog andere effecten, vooral de effecten van fijn stof en verzuring op materialen, waaronder historische gebouwen, en effecten op vegetatie. Gemiddeld genomen zijn zij veel minder belangrijk (Torfs 2005). Deze kengetallen zijn minder geschikt voor de beoordeling van specifieke gevallen waarbij natuur wordt aangelegd als groenscherm voor verbetering van luchtkwaliteit. In deze gevallen zijn specifieke studies aangewezen:

Volgens Bernatzky (1983 in Bolund & Hunhammar (1999)) wordt tot 85 procent van de luchtvervuiling in een park en tot 70 procent van de luchtvervuiling in een straat met bomen weg gefilterd. In Chicago werd geschat dat de stadsbomen jaarlijks 5500 ton luchtstoffen uit de atmosfeer verwijderen, wat op een geschatte economische waarde van meer dan 9 miljoen dollar neerkomt (Bolund & Hunhammar; 1999).

Onderzoekers van TNO-MEP en Plant Research International, onderdeel van de Wageningen Universiteit en Researchcentrum hebben onlangs berekend dat stadsgroen tot twintig procent van het aangeboden stof kan wegvangen en deconcentratie van stikstofdioxide met tien procent verlagen. Berekeningen voor Antwerpen tonen aan dat de piekconcentraties van ozon in de aanwezigheid van veel groen acht procent lager zijn dan in aanwezigheid van weinig groen (Verheyden, 2008).

Vermindering van concentraties van fijn stof in de lucht draagt bij tot het makkelijker bereiken van de Europese normen rond luchtverontreiniging. Op basis van deze redenering zou men de effecten kunnen waarderen op basis van de marginale reductiekosten om de doelstellingen te bereiken.

Voor SO₂ en NO_x zijn deze kosten van een gelijkaardige orde van grootte dan de berekende schadekosten. Voor fijn stof is deze vergelijking moeilijker omdat er ten eerste een grotere spreiding zit op de milieuschadekosten in functie van locatie en kenmerken van de emissies. Ten tweede is het moeilijk om de normen te halen, zodat het moeilijker is om de marginale kost in te schatten om aan de norm te voldoen. Groenvoorzieningen kunnen complementair met emissiereducties werken. Omdat een groot aandeel van de fijn stof concentraties uit het buitenland komen, zijn de effecten van

binnenlandse maatregelen beperkt. De effectiviteit van emissiereducties voor beperking van ozonconcentraties wordt sterk beperkt door de complexiteit van de chemische interacties tussen de verschillende ozon precursoren, die maken dat emissiereducties weinig of zelfs een omgekeerd effect kunnen hebben op de concentraties. Groenvoorziening grijpt direct in op de concentraties van fijn stof (ongeacht hun oorsprong) of ozon.

4.2. Maatregelen om natuurlijke opname te maximaliseren

Gecombineerd met emissiebeperkende maatregelen kunnen maatregelen die de natuurlijke opname van fijn stof en pollutanten door groenelementen maximaliseren een belangrijke winst opleveren. Het vermeerderen van stedelijke groenelementen en aanplanten van bomenrijen langs verkeersaders of industriezones zijn een voor de hand liggende en eenvoudige maatregel. Hiemstra et al (2008) stellen een aantal richtlijnen voor om de natuurlijke opname van fijn stof en pollutanten door groenelementen te maximaliseren:

Effectief groenbeheer in de stad:

- Vergroot het aantal bomen om de filtercapaciteit te vergroten
- Gezonde, goed groeiende bomen hebben het meeste effect, zorg daarom voor goede groeiomstandigheden
- Zorg dat bomen volwassen kunnen worden
- Gebruik bomen die aangepast zijn aan de stedelijke omgeving en die liefst ook weinig onderhoud nodig hebben
- Zorg voor voldoende variatie om de cocktail van verontreiniging efficiënt aan te pakken
- Gebruik groenblijvende naaldbomen voor een effectieve opname van fijn stof gedurende het jaar
- Gebruik loofbomen met ruwe of behaarde bladeren voor de opname van fijn stof
- Gebruik loofbomen met platte en brede bladeren voor de opname van stikstofoxiden en ozon
- Gebruik geen soorten die gevoelig zijn voor luchtverontreiniging
- Beperk het gebruik van boomsoorten die veel vluchtige organische stoffen uitscheiden

Bescherming bij de bron van luchtverontreiniging:

- Draag er zorg voor dat de kruin van de boom voldoende lucht kan doorlaten (porositeit >50%)
- Voorkom dat de bomen de windsnelheid dicht bij de bron te veel dempen
- Combineer opgekroonde bomen met ondergroei van kruidachtigen en struiken
- Bomen met een dichte takstructuur leveren een grotere bijdrage ook wanneer ze geen blad dragen
- Plant waar mogelijk de bomen in lijnen loodrecht op de stroomrichting van vervuilde lucht
- Gebruik bomen rond emissiebronnen, maar ook rond gevoelige punten als scholen en ziekenhuizen

Beschaduwning

- Plant bomen voor het beschaduwen van geparkeerde auto's zodat minder organische vluchtige stoffen verdampen uit de benzinetanks

- Gebruik alternatieve structuren zoals dakstructuren, pergola's indien bomen niet mogelijk zijn of de luchtcirculatie teveel beperken

5. ONZEKERHEDEN, KENNISHIATEN EN KENNISCENTRA

5.1. Kenniscentra en kennishiaten voor Vlaanderen

DueL:

Onderzoeksgroep Duurzame energie en luchtzuivering, UA - Dept. bio-ingenieurswetenschap. Dit onderzoek richt zich op de fotokatalytische verwijdering van pollutanten uit procesgassen, binnenhuis- en omgevingslucht. Het onderzoek focust op drie groepen van pollutanten. De eerste topic betreft de verwijdering van organische componenten uit procesgassen. Verschillende modelverbindingen worden getest in droge en bevochtigde synthetische lucht. Met behulp van vaste fase en gasfase FT-IR spectroscopie, GC/FID en sensoren wordt het fotokatalyse proces bestudeerd. Het doel van dit project is een fundamenteel werkingsmodel opstellen en de optimale procescondities bepalen voor deze specifieke toepassing.

De tweede focus ligt op de simultane verwijdering van NO_x, VOC's en fijn stof uit synthetische lucht en reële uitlaatgassen met behulp van TiO₂ pellets, filmen en schuimen. Fotokatalytische keramische schuimen worden ontwikkeld en geanalyseerd op basis van hun capaciteit om combinaties van pollutanten te verwijderen. Fijn stof en NO_x zijn bijvoorbeeld de belangrijkste pollutanten in de uitlaatgassen van dieselmotoren, waardoor een simultane verwijdering interessant is. Een andere studie handelt over de combinatie van NO_x en VOC's wat de voornaamste precursoren zijn voor ozonvorming. Dit onderzoek zal leiden tot realistische, economische en ecologisch verantwoorde luchtzuiveringsprocessen.

Het derde aspect betreft binnenhuisgassen zoals formaldehyde en etheen. Om meer kennis te bekomen over de afbraakmechanismen worden parameters onderzocht zoals de optimale belichtingsmode, contacttijd, flowsnelheid, hoeveelheid en vorm van de katalysator. De studie, het ontwerp en de ontwikkeling van fotokatalytische reactoren is een belangrijk onderdeel van ons onderzoek.

Om de cirkel te sluiten, wordt de gezuiverde uitlaat van de fotokatalytische reactor behandeld met behulp van een algenbioreactor. Dit levert als eindresultaat waardevolle producten zoals biomassa, lipiden, aminozuren,

VITO:

In opdracht van bedrijven en overheden bestudeert VITO de karakteristieken van aërosolen. VITO achterhaalt de oorsprong van fijn stof op basis van een analyse van chemische componenten op de stofdeeltjes of op basis van de fysische kenmerken van de stofdeeltjes. Op basis van de fysische en chemische karakteristieken kan ook veel gezegd worden over de mogelijke risico's voor de volksgezondheid.

VITO Zorgt voor metingen welke rekening houden met de samenstelling van de aërosolen en met de omgeving waarin ze voorkomen. VITO bekijkt welk toestel in een specifieke omgeving het beste

resultaat oplevert, en ontwikkelt meettoestellen die gemakkelijk transporteerbaar zijn. Zo meet men de werkelijke blootstelling van een mobiele persoon die zich in uiteenlopende milieus verplaatst. De meettoestellen worden gevalideerd door onder gecontroleerde omstandigheden fijn stof aan te maken en zo de betrouwbaarheid van de meettoestellen te verifiëren. VITO, onderzoeksteam atmosferische processen modelleert en evalueert de luchtkwaliteit op lokale, stedelijke en regionale schaal. De modellen worden ingezet in projecten voor overheid en industrie in binnen- en buitenland. Aangezien luchtverontreiniging niet stopt aan de landsgrenzen is het noodzakelijk om over modellen te beschikken die het luchtkwaliteitsbeleid op Europese schaal kunnen ondersteunen. Met name in het kader van de actuele fijn stof problematiek zijn de modellen hiervoor verfijnd. Op iets kleinere schaal worden modellen ingezet om luchtkwaliteit in steden te simuleren.

VITO vertaalt de meetresultaten naar concrete effecten op mens en milieu. Daartoe integreert VITO verschillende wetenschappelijke disciplines.

De voornaamste monetariseerbare effecten van luchtverontreiniging zijn deze op de volksgezondheid. De kwantificering en waardering van dit effect gebeurt aan de hand van de indicator van fijn stof, als een indicator voor stadslucht en verontreiniging door verbranding van fossiele brandstoffen en verkeer. Fijn stof wordt gemeten aan de hand van concentraties met onderscheid tussen grotere fracties en een kleinere deeltjes.

Gezondheidseffecten worden voornamelijk geassocieerd met kleinere deeltjes (Wesseling 2008, Mira 2007 achtergronddocument Verspreiding van zwevend stof) waaronder verkorting van de levensverwachting. Maar ook aan de grotere fracties worden gezondheidseffecten toegeschreven, voornamelijk aandoeningen van de lage luchtwegen (Mira, 2007). Er is echter geen volledige duidelijkheid over de mechanismen die de geobserveerde gezondheidseffecten kunnen verklaren en over de bijdrage van de relatieve fracties (naar omvang, aantal, chemische samenstelling) binnen het geheel van fijn stof aan die effecten. Daarom vind je binnen de literatuur verschillende inzichten van hoe men best de effecten van 'stadslucht' op volksgezondheid kwantificeert, en deze inzichten wijzigen (beperkt) in de tijd door voortschrijdend inzicht.

6. LITERATUUR

Bernatzky, A., 1983. The effects of trees on the urban climate. In: Trees in the 21st Century Academic Publishers, Berkhamster, pp. 59–76 Based on the first International Arbocultural Conference.

Bolund, P. and S. Hunhammar 1999. "Ecosystem services in urban areas." *Ecological Economics* 29(2): 293-301.

Hiemstra, J. A., E. Schoenmaker-van der Bijl, et al. 2008. Trees : relief for the city. Boskoop, Plant Publicity Holland. Mogelijkheden ter bestrijding van fijnstof

Kuypers, V., B. devries, et al. 2006. "Groen voor lucht (brochure)."

Liekens I., Staes J., Schaafsma M., De Nocker L., Meire P. & Brouwer R. (2009). Uitvoeren van een economische waarderingsstudie van natuurlandschappen voor MKBA van projecten in Vlaamse zeehavens. Draft eindrapport. In opdracht van dienst Leefmilieu, Natuur en Energie.

MIRA-T 2006 Marleen Van Steertegem (eindred.). Indicatorenrapport. 2006. VlaamseMilieumaatschappij, Aalst. Zie www.milieurapport.be

MIRA 2007 Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Milieu, mens en gezondheid, Bossuyt M., Colles A., Den Hond E., Verschaeve L., Tilborghs G., Wildemeersch D., Chovanova H., Van Campenhout K., Mampaey M., Teughels C., Stassen S., Collier P., Hooft P., Torfs R., Nawrot T. & Keune H., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be

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

Nemmar, A., P. H. M. Hoet, et al. 2002. "Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans." *Circulation* 105(4): 411-414.

Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G., de Vries, E.A., 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. Alterra Rapport 1419, Wageningen, Nederland.

Tonneijck, F. and T. E. Arnhem 2008. Stadsbomen voor een goede luchtkwaliteit. Nederlandse boominfodag: klimaaverandering en bomen, Ede.

Tonneijck, F., H. Swaagstra, et al. 2006. Kennisdocument Vegetatie en luchtkwaliteit ten behoeve van een pilootproject langs rijkswegen Hoofdstuk3 Effecten van beplanting op de luchtkwaliteit langs snelwegen: een wetenschappelijke onderbouwing). Delft, IPL: 91.

Tonneijck, F. 2005) Kleine landschapselementen voor zuivere lucht en zuiver water. symposium landschap.

Torfs R., De Nocker L., Schrooten L., Aernouts K., Liekens I. - VITO Internalisering van de externe kosten voor de productie en verdeling van electriciteit in Vlaanderen 2005

Vaes, G., P. Willems, et al. 2005. "Areal rainfall correction coefficients for small urban catchments." *Atmospheric Research* 77(1-4): 48-59.

Verheyden, W. 2008. Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen: Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen. . Industriële en biowetenschappen. Geel, Katholieke Hogeschool Kempen.

Wesseling, J., Beijk, R. & Kuijeren, N. van 2008. Effecten van groen op de luchtkwaliteit; status 2008. RIVM-rapport 680705012/2008.

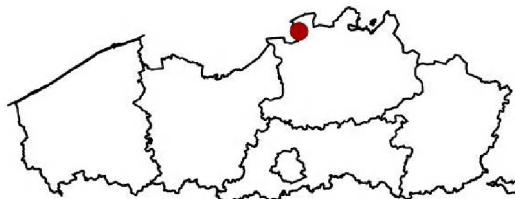
Witteveen en Bos 2006. Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Witteveen en Bos rapport GV706-1-1/ruie/1

Deel II Voorbeeldprojecten

Deel II van dit rapport is onlosmakelijk verbonden met deel I, dat het concept Ecosysteemdiensten kadert en wetenschappelijke achtergrond biedt bij de ecosysteemdiensten die hier aan bod komen. Deel I is onontbeerlijk om de voorbeeldprojecten juist te interpreteren of (delen ervan) in de praktijk te brengen.

Hoofdstuk I. Heideherstel op landduinen in Kalmthout

Dirk Vrebos, Frederic Stragier (UA-ECOBÉ)



1. PROJECTBESCHRIJVING

Het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide is een grensoverschrijdend natuurgebied tussen België en Nederland en bevindt zich binnen de gemeenten Essen (B), Kalmthout (B) en Woensdrecht (NL). Het grenspark is een waardevol overblijfsel van wat ooit een zeer uitgestrekt heide- en vennengebied was. Het grenspark van ongeveer 3.750 ha vormt door zijn ligging een onmisbare schakel in de reeks van (overgebleven) West-Europese heidelandschappen. Het herbergt zeldzame natuurwaarden en heeft een belangrijke landschappelijke en cultuurhistorische waarde.

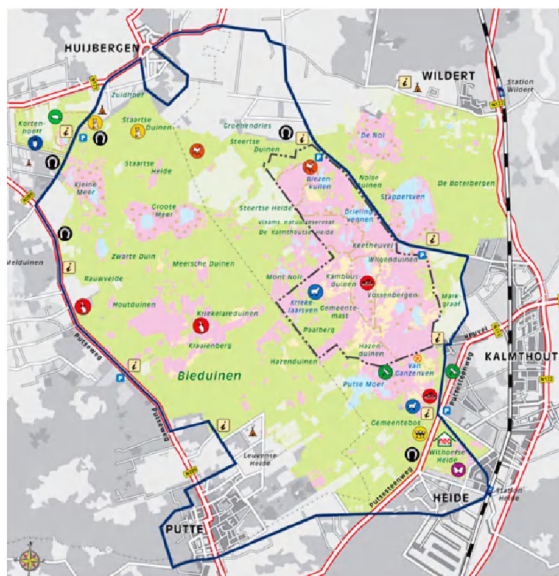
Het natuurgebied is opgebouwd als een zeer gevarieerd en dynamisch landschap dat gekenmerkt wordt door een mozaïek van open duinen, heiden, bossen, vennen en de verschillende overgangen daartussen. Het gebied bestond oorspronkelijk uit een uitgestrekt heidelandschap daterend van de middeleeuwen en vormde eeuwenlang een essentieel onderdeel van het landbouwsysteem. Vanaf de veertiende eeuw werd echter gestart met ontginningen en exploitatie van de streek. Dit had tot resultaat dat halfweg de twintigste eeuw verschillende waardevolle habitats waren verloren gegaan.

Belangrijke menselijke ingrepen die bijgedragen hebben tot de degradatie van het gebied zijn:

- de aanplant van homogene naaldhoutvegetatie
- de aanplant van Amerikaanse vogelkers
- de verlaging van de grondwaterstanden in vennen en natte heide door een verstoorde waterhuishouding en grondwaterontrekking
- Achterstallig beheer in de delen waar geen aanplantingen gebeurden, waardoor open heide verloren ging door verbossing en open landduinen ingenomen werden door grassen, heiden en bossen.

Daarnaast lijdt het gebied vandaag onder nog een aantal andere negatieve invloeden:

- Verzuring door atmosferische depositie
- Eutrofiëring van vennen als gevolg van de aanwezige landbouw
- Ongecontroleerde recreatie



Figuur 1.4: Grenspark De Zoom - Kalmthoutse Heide (www.grensparkzk.be)

Het gebied wordt vandaag zowel in Vlaanderen (Vlaams Ecologisch Netwerk) als in Nederland (Ecologische Hoofd Structuur) beschermd en valt ook onder verschillende belangrijke internationale verdragen en richtlijnen (Ramsargebied, Vogel- en Habitatrichtlijngebied). De heiden, bossen, vennen en stuifduinen op Nederlands en Vlaams grondgebied vormen in feite één groot natuurlijk geheel, maar kennen een zeer uiteenlopende eigendomssituatie. Om een betere bescherming en afstemming van de gebieden te bekomen werd in het kader van de 'Benelux-overeenkomst inzake natuurbehoud en landschapsbescherming' in 2001 het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide opgericht.

Voor het hele Grenspark werd een 'Beleidsplan Beheer en Inrichting 1999-2014' opgesteld, dat de beleidsvisie, de doelstellingen en de noodzakelijke maatregelen weergeeft om het gebied optimaal te beheren. Daarbij gaat het vooral om het behoud van de grote natuurwaarde en de aanpak van de gemeenschappelijke problemen zoals verdroging, voedselverrijking en hoge recreatiedruk.

Een groot deel van het Grenspark (ongeveer 1.800 ha) bestaat vandaag uit bos, hoofdzakelijk structuur- en soortenarm naaldbos met een dominantie van grove den. De kern van het gebied wordt gevormd door een open heidegebied met droge en natte heide en karakteristieke stuifzandcomplexen (ongeveer 1.750 ha). Eveneens onderdeel van het Grenspark vormt een landbouwenclave en weilandengebied in het noorden van het gebied (ongeveer 200 ha) en kleinere verspreide landbouwgebieden.

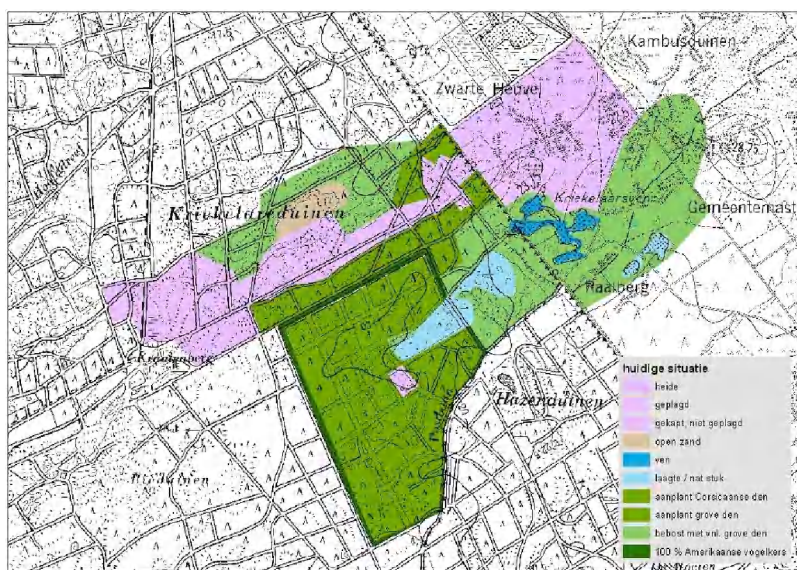
De belangrijkste doelstellingen van het beleidsplan zijn:

- Herstel van de waterhuishouding specifiek gericht op het langer vasthouden van het gebieds-eigen oppervlaktewater en het verantwoord aanvoeren van water. Het gebied is een infiltratiegebied, dus al het aanwezige water is afkomstig van neerslag. Er stroomt dus geen water het gebied in.
- Nastreven van gebiedsspecifieke en karakteristieke biotopen (natte en droge heidevegetaties, vennen, soortenrijke naald- en loofbossen, kleinschalige stuifzanden)

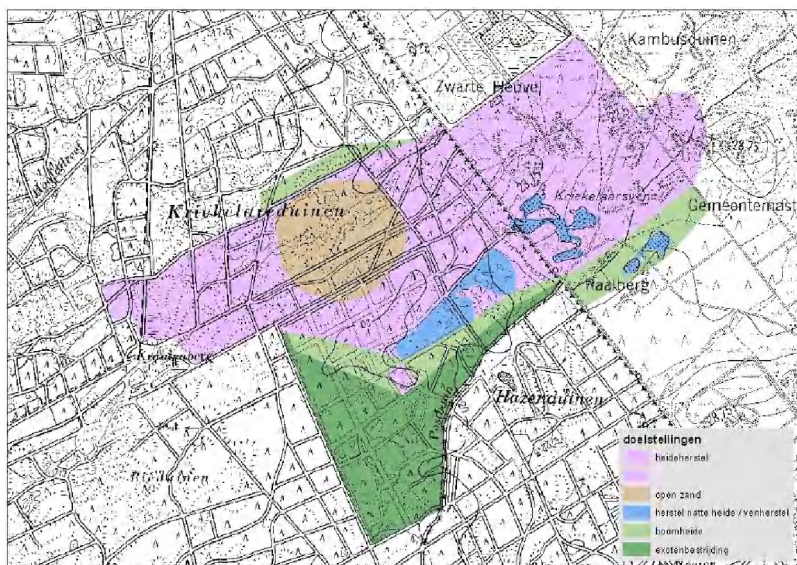
- Inperken van uitheemse flora- en faunasoorten
- Extensivering van de landbouw door middel van aankoop en actief stimuleringsbeleid
- Ontsluiting van het gebied voor gecontroleerde, gespreide recreatie met centrale, voor het publiek, afgesloten gebieden
- Behoud van de aanwezige natuurwaarden doormiddel van gericht beheer (begrazing, plaggen, bosdunningen,...)

Sinds 2006 loopt het Life-project HELA (HEideherstel op LANdduinen). Dit Life-project, dat tot 2011 loopt, heeft specifiek tot doel om in het centrale deel van het Grenspark, dat wordt gedomineerd door soortenarm naaldhout (aanplanten en spontane verbossing), de oorspronkelijke natuurwaarden (duinen en heide) te herstellen. De belangrijkste ingrepen die hiervoor zijn opgesteld zijn:

- Verwerving van gronden (56ha)
- Verwijderen van naaldhoutaanplanten
- Herstel van heide, duinen, vennen en open zandduinen
- Herstel van het boomheidelandschap



Figuur 1.5: Oorspronkelijke situatie voor de uitvoering van HELA



Figuur 1.6: Vooropgestelde vegetatietypen en maatregelen na de uitvoering van HELA

Motivatie van de keuze voor dit voorbeeldproject

Zowel het beleidsplan als ook het HELA-project stellen ingrijpende veranderingen van de aanwezige landschapstypes en ecosystemen voorop. Grote delen van het gebied worden op korte termijn omgevormd van soortenarme houtaanplanten naar heide-, ven- en bostypes met een hoge natuurwaarde. Het Beleidsplan Beheer en Inrichting) is specifiek gericht op het herstel, verhogen en beheer van de aanwezige ecologische waarde en biodiversiteit. Ondanks het feit dat ecosysteemdiensten niet de prioriteit zijn van dit beleidsplan kunnen we veronderstellen dat de verschillende ingrepen zowel positieve als ook negatieve effecten zullen hebben op de aanwezige ecosysteemdiensten. Het verhogen van de biodiversiteit heeft niet automatisch een positief effect op de geleverde diensten. Sommigen zullen positief evolueren maar andere kunnen hierdoor verminderen of zelfs helemaal verdwijnen. Doormiddel van dit voorbeeldproject proberen we deze effecten aan te tonen.

Lopende projecten en partners

Het huidige beleidsplan van het Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide loopt van 1999 tot 2014. De opvolging van dit beleidsplan uitgevoerd door de Bijzondere Commissie "Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide" die bestaat uit de volgende leden:

- Agentschap voor Natuur en Bos (B)
- Vlaamse Milieumaatschappij Afdeling Water (B)
- Waterschap Brabantse Delta (NL)
- Staatsbosbeheer (NL)
- Vereniging Natuurmonumenten (NL)
- Ministerie van Defensie (NL)
- Particuliere eigenaren (B en NL)

- Ministerie Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (NL)
- Provincie Noord-Brabant (NL)
- Gemeenten: Kalmthout, Essen en Woensdrecht (B, B en NL)

Het HELA-project loopt van 2006 tot 2011 en wordt uitgevoerd in samenwerking met volgende partners:

- Vereniging Natuurmonumenten (NL)
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuur (B)
- Gemeente Woensdrecht (NL)
- Natuureducatief Centrum De Vroente (NL)

2. ANALYSES ESD

Niet alle vooropgestelde ecosysteemdiensten (zie vorige hoofdstukken) zijn aanwezig in het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide. Dit kan deels gewijd worden aan de uniformiteit van het gebied qua bodem (stuifzandgronden en podzolen) en hydrologie (infiltratiegebied). De (voorgenomen) aanwijzing van het gebied als Vogelrichtlijn, Habitatrichtlijn en Ramsargebied duidt echter toch op het grote internationale belang van het gebied op vlak van natuur. Deze wordt veroorzaakt door het veelvuldige voorkomen van lokale gradiënten (droog – nat, zuur – basisch, voedselarm – voedselrijk) en impliceert natuurlijk de aanwezigheid van een aantal (intermediaire) ecosysteemdiensten zoals biodiversiteit, primaire productie,... als ook finale diensten en winsten zoals landbouw- en bosbouwproductie, als ook drinkwaterwinning en recreatie.

2.1. Bedreigingen

Niettemin de grote (natuur)waarde van het gebied steken de laatste tijd verschillende knelpunten de kop op. De meest in het oog springende is verdroging. Door complexe processen waarin lokale oppervlaktewaterhuishouding en regionale diepe grondwateronttrekkingen een significante rol spelen, zijn er in de afgelopen decennia een groot aantal vochtige en natte levensgemeenschappen in het gedrang gekomen of verdwenen.

Daarnaast kunnen eutrofiëring (regionaal), verzuring (regionaal en lokaal), verbossing (lokaal) en overmatige recreatie (lokaal) als knelpunten aangehaald worden. Eutrofiëring zorgt ervoor dat de heiden vergrassen. Ook de omgeving van de vennen verandert door de grote toevoer van voedingsstoffen veroorzaakt door landbouwactiviteiten, rioolwater,... Verzuring door hoge atmosferische afzetting (onder de vorm van neerslag) heeft gevolgen voor zowel de droge als de natte ecosystemen met vaak negatieve effecten op flora en fauna. Verbossing is een zeer lokaal probleem; de openheid van de heiden en vennen wordt langzaam maar zeker teniet gedaan door een graduele natuurlijke bebossing. Het is vooral hier dat het HELA-project binnen het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide op focus en naar oplossingen probeert te zoeken. Als laatste leidt de lokale recreatie enerzijds tot erosie die op zich een verstoring inhoudt voor de aanwezige (a)biotische processen en anderzijds tot isolering van bepaalde verstoringgevoelige soorten door versnijding van hun habitats.

Al deze bedreigingen kunnen op langere termijn de levering van bepaalde ESD in gedrang brengen.

2.2. Inventarisatie ESD

Biodiversiteit

Door de aanwezigheid van een aantal zeer specifieke abiotische kenmerken zoals droge voedselarme zandgronden, natte zandgronden, vennen, bossen en tussenliggende gradiënten hebben heel wat zeldzame plantensoorten zich in het Grenspark gevestigd. Ook de fauna van zowel bossen als heiden is goed vertegenwoordigd.

De belangrijkste biotopen wat biodiversiteit betreft zijn natte en droge heide, natte schraalgraslanden, stuifduinen en vennen. Deze biotopen bevatten zeldzame, biotoop kenmerkende soorten die afhankelijk van specifieke abiotische condities (grondwaterstanden, nutriëntenbeschikbaarheid, etc.) en/of beheer voor hun ontwikkeling. Deze afhankelijkheid maakt echter dat ze erg gevoelig zijn voor verstoringen (verdroging, verzuring, eutrofiëring, veranderend landgebruik etc.) en op nationaal en internationaal niveau beschermd worden. Deze biotopen met hun kenmerkende soorten kunnen enkel gevrijwaard worden indien de noodzakelijke abiotische condities in stand worden gehouden en ze beschermd worden tegen mogelijke verstoringen. Binnen het beleidsplan wordt er dan ook gefocust op herstel en schaalvergroting van deze biotopen door middel van een herstel van de abiotische condities en specifiek, gericht beheer.

De bossen in het gebied hebben maar een beperkte biodiversiteit en zijn vooral belangrijk door hun grote aaneengesloten oppervlakte. Het merendeel is naaldbos en bepaalde vogelsoorten vinden hier rust. Ook de bosranden (overgang naar ven of heide) is een toevluchtsoord van vele soorten. Deze bosranden zijn echter zeer scherp en onnatuurlijk. Hoewel er regelmatig dunningen gebeuren in het bos, was er tot voor het beleidsplan geen duidelijke algemene visie te ontwaren en als die er wel was dan neigde deze vooral naar stimulering van jacht of houtproductie. Door de aanwezigheid van arme en droge zandgrond is dit gebied echter minder geschikt voor een rendabele houtexploitatie. Fenomenen als verdroging, verzuring en eutrofiëring vormen ook een probleem binnen de bossen.

Recreatie

Het gebied kende reeds voor de oprichting van het Grenspark een vrij uitgebreide recreatie. Deze omvatte zowel wandelpaden als ook fiets- en rutterroutes. Het grootste deel van de recreatie vond plaats aan Vlaamse zijde in het Natuurreservaat Kalmthoutse Heide en meerbepaald rond het Natuur Educatief Centrum 'De Vroente'. De recreatie werd binnen de reeds aanwezige natuurgebieden al wel gestuurd via wandelpaden maar hierdoor was de recreatiedruk ook erg geconcentreerd en hoog. Aan Nederlandse zijde was de recreatie ongecontroleerd en was het gebied weinig ontsloten. De deels beperkte toegankelijkheid, gecombineerd met een ongelijkmatige verdeling van de recreatiedruk op het Grenspark en het beperkte toezicht, zorgde plaatselijk voor een te hoge druk op de kwetsbare delen van bijvoorbeeld het natuurreservaat de Kalmthoutse Heide. Zonder zonerende en regulerende

maatregelen in de toekomst kon verwacht worden dat deze problemen zich zouden vergroten. Door de instelling van het Grenspark en de daardoor ruimere bekendheid van het gebied in Vlaanderen en Nederland is de recreatiedruk toegenomen, verdere maatregelen zullen noodzakelijk zijn om deze druk onder controle te krijgen.

Daarnaast werden vanuit het Natuur Educatief Centrum 'De Vroente' reeds voorlichting- en educatieve activiteiten ondernomen.

Bij het opstellen het beleidsplan werd ruim 60% van het Grenspark bejaagd en dit voornamelijk in Nederland. De verschillende jachtrechthouders doen zowel aan recreatieve jacht als ook pestcontrole. De belangrijkste jachtwildsoorten zijn fazant, houtduif, wilde eend, ree en het konijn. In Vlaanderen was de jacht beperkt tot een kleine zone van het gebied.

Primaire productie

Houtexploitatie heeft een beperkte toegevoegde waarde. Ook op vlak van landbouwexploitatie als primaire productiefactor heeft dit gebied weinig te bieden door de aanwezige arme gronden, de versnipperde verspreiding en de ligging midden in natuurgebied.

Koolstofopslag

Eén van de huidige intermediate services is de 'Opslag van koolstof in ecosystemen'. Meer dan 50% van de 3.750 ha oppervlakte was bebost met voornamelijk naaldhoutaanplanten . Deze oppervlaktes resulteerden in een aanzienlijk opslag van koolstof in zowel bovengrondse als ondergrondse massa.

Evenwicht hydrologische systemen

Het volledige Grenspark is één groot infiltratiegebied. Het huidige hydrologische systeem is echter zwaar verstoord. Dit heeft negatieve effecten op de ESD 'biodiversiteit' die vervolgens weer de winst 'recreatie' verlaagt. In een procedure van de Europese Commissie (kenmerk SG(2001) D/288258) werd gesteld dat 'verdroging het belangrijkste natuurbehoudsprobleem is in het gebied'. In de loop van de eeuwen zijn er dan ook verschillende maatregelen genomen die het systeem verstoren.

Om de nattere gebieden (natte heide en vennen) te kunnen gebruiken voor exploitatie (landbouw en bosbouw) werden er watergangen gegraven die deze nattere gebieden moesten droogleggen. Dit resulteerde echter in een gerichte verdroging van deze gebieden. Daarnaast zijn er zowel aan Vlaamse (Pidpa) als Nederlandse zijde (Evides) waterwinningen actief. Hoewel deze winningen onder de waterscheidende laag gebeuren leiden ze toch tot een verdere verdroging van het gebied. Dit komt doordat de waterscheidende laag niet overal even sterk aanwezig is en op bepaalde plaatsen zelfs ontbreekt. Hierdoor wordt ook het water boven de waterscheidende laag weggepompt. Deze verdroging leidt tot een vergrassing van het gebied en een afname van specifieke watergebonden soorten. Dit heeft een algemene afname van de biodiversiteit tot gevolg en heeft een negatieve impact op de recreatie en haar belevingswaarde.

2.3. Inventarisatie ESD-impact van maatregelen die worden genomen in projectgebied

Biodiversiteit

In het algemeen wordt het Vlaamse deel van het gebied tegenwoordig beheerd door extensieve begrazing (vooral schapen, maar ook runderen en in mindere mate paarden en geiten). Dit zou in de toekomst, zowel op de heiden als in grote delen van de bossen blijven toegepast worden. Daarnaast wordt ook geplagd, gemaaid en plaatselijk bossen verwijderd en/of uitgedund.

Het gevoel dat heerst bij de analyse van de biodiversiteit in het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide is dubbel. Enerzijds zijn de meeste bedreiging veroorzaakt door humane activiteiten (verzuring, verdroging, recreatie,...). Doch, de vooropgestelde maatregelen in het HELA-project vereisen een duidelijke menselijke invloed; via menselijk ingrijpen is het namelijk de bedoeling om verbossing tegen te gaan.

Specifiek worden volgende doelstelling en maatregelen binnen het project vooropgesteld:

- Kappen van Corsicaanse den (aanplant) en de spontane verbossing
- Plaggen van de bovenste bodemlaag om zo open heideterrein te verkrijgen
- Afgraven van de grond zodat een open en beweeglijke zandvlakte kan ontstaan
- Bestaande bossen dunnen (oa Amerikaanse vogelkers verwijderen) om zo meer variëteit te verkrijgen
- Venverstoring tegengaan door spontane verbossing op de oevers te verwijderen
- Glooiende en open venoevers verkrijgen door via plaggen vergrassing terug te dringen

Door bovenstaande maatregelen zal een centraal open gebied gecreëerd worden. In dit centrale gebied worden de omstandigheden gecreëerd voor de ontwikkeling van verschillende biotopen die gradueel in elkaar overlopen.

Naast de maatregelen in het HELA-project wordt in het beleidsplan voor het gebied vooral de nadruk gelegd op het behoud, herstel en versterking van bepaalde biotopen door middel van biotoopspecifieke maatregelen (zoals uitdiepen van vennen,...). Hierbij wordt vooral gedacht aan vochtige tot natte heide, droge heide, stuifzanden, vennen en schraalgraslanden. De toekomstige streefbeeld kunnen in onderstaande tabel afgelezen worden:

Streefbeeld	Toekomst 2014	Verandering (t.o.v. 1996)
vennen	ca 320 ha (150 natte opp.)	x
vochtige tot natte heide	ca. 350 ha	+ (15%)
droge heide	ca. 305 ha	+ (10%)
open/gesloten bos	ca. 2.095 ha	x ¹⁾
stuifzand	ca. 270 ha	+ (2%)
schraalgraslanden	ca. 300 ha	x

X: Geen verandering

+: (Kleine) toename ten koste van gesloten bos

¹⁾: Wel verandering in verhouding open structuurrijk bos/gesloten structuurrijk bos

Tabel 1.1: MTD - Buys & van der Vliet, Beleidsplan Beheer en Inrichting Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide 1999 – 2014, 1999.

Vroegere afgescheiden zandige heidegebieden zullen terug verbonden raken waardoor de dynamiek en migratie bevorderd worden. Door het installeren van zeer geleidelijke overgangen tussen verschillende biotopen zal de biodiversiteit als 'intermediate service' toenemen. Door een schaalvergroting van zeldzame biotopen, zullen deze stabielere worden en zullen zeldzame soorten zich beter kunnen vestigen.

Recreatie

Binnen het gebied worden specifieke maatregelen genomen die het gebied moeten ontsluiten, verbeteren, maar de recreatie ook verspreiden over het gehele gebied en deze onder controle houden. Hiervoor wordt geopteerd voor een duidelijke zonering van de recreatie. Centraal staat een rustgebied dat slechts beperkt toegankelijk is voor recreatief gebruik. De natuur- en landschappelijke waarden staan hier voorop. Deze zone omvat circa 1.900 hectaren. In dit rustgebied is het recreatief gebruik beperkt tot wandelen waarbij de kwetsbaarste gebieden worden afgesloten voor het publiek. Waar nodig worden hiervoor de reeds bestaande wandelpaden opgeheven. De omliggende zone is gericht op extensief recreatief gebruik. In deze zone is het recreatief gebruik in de eerste plaats gericht op wandelen maar daarnaast zijn in deze zones mogelijkheden om te fietsen en paard te rijden.

Om het gebied te ontsluiten en de recreatie te controleren worden specifieke acties ondernomen. Doel is om de recreatievoorzieningen te doen aansluiten op de reeds aanwezige voorzieningen in en om het Grenspark. Dit behelst ondermeer de het uitzetten van wandel-, fiets- en ruitersporen, een uitbreiding van de informatievoorzieningen en de aanleg en uitbreiding van parkeerplaatsen. Hierdoor zou het gebied beter toegankelijk moeten worden voor het publiek. Tegelijk wordt er ook toegezien op de effecten van de recreatie op de natuurwaarden en waar nodig kan er eventueel worden ingegrepen.

Voor voorlichting en educatie werden specifieke doelstellingen en doelgroepen vooropgesteld. Ook in het HELA-project worden een hele reeks actiepunten uitgevoerd die zich richten op educatie en voorlichting. Deze acties en doelstellingen zijn vooral gericht zijn op het ontwikkelen van respect en waardering voor de in De Zoom - Kalmthoutse Heide voorkomende natuur- en landschapswaarden. Tegelijkertijd moeten voorlichting en educatie de voorgestelde recreatiezonering ondersteunen. Bijvoorbeeld door verplaatsing van een deel van de excursies en excursielocaties in het reservaat naar minder kwetsbare parkdelen.

Hoewel reeds aanwezig zullen de vooropgestelde maatregelen er voor zorgen dat de winst 'recreatie' in de toekomst aanzienlijk zal kunnen toenemen. Door een betere ontsluiting en oppervlaktevergroting zal enerzijds het aantal gebruikers kunnen toenemen maar ook de belevingswaarde zal verhogen door de educatie, de toename in biodiversiteit en grotere variatie in het landschap.

Primaire productie

De weinige aanwezige agrarische percelen worden vooral extensief beheerd of zullen in de toekomst extensief beheerd worden (bv graslanden voor het overwinteren van de graaskuddes uit het natuurreserveaat). Voor de huidige en toekomstige maatregelen op vlak van bossen wordt verwezen naar de beschrijving in ecosysteemdienst 'biodiversiteit'.

De huidige knelpunten inzake bijdragen aan verzuring en eutrofiëring van het gebied zullen via bovenstaande maatregelen in de toekomst opgelost worden. De huidige landbouw- en bosproductie zal in de toekomst afnemen.

Koolstofopslag

Zowel het beleidsplan als het HELA-project is gericht op duin, heide en ven herstel. Hiervoor zullen waar mogelijk de nodige bossen worden verwijderd en de bovenste bodemlaag worden verwijderd. Binnen het HELA-project zal zo'n 65 ha worden ontbost. Binnen het beleidsplan wordt er geopteerd voor grootschalig dunningen maar ook een toename van doodhout (liggend/staand).

In het kader van het HELA-project zal de verwijdering van bos voor heide en duinherstel resulteren in een achteruitgang van de ESD 'Opslag van koolstof in ecosystemen'. Niet alleen zal er een afname zijn van de mogelijkheid tot opslag ook zal een groot deel van de reeds opgeslagen C in de biomassa vrijkomen. Daarnaast worden ook de koolstofrijke bovenste bodemlagen verwijderd. In een latere fase kunnen de heide en vennen wel terug een zekere koolstofvoorraad opbouwen, maar deze zal eerder beperkt zijn (600 tot 1325 g C/m²) in verhouding tot dat van een bossysteem.

Voor het beleidsplan van het Grenspark is het is moeilijk om in te schatten wat het netto-effect zal zijn op de opslag van koolstof. Enerzijds zullen de grootschalige dunningen leiden tot een afname van de opgeslagen koolstof. Anderzijds kan de toename van dood hout in de resterende bossen leiden tot een verhoging van de koolstofvoorraad.

Evenwicht hydrologische systemen

De maatregelen kunnen opgedeeld worden in twee verschillende groepen. Enerzijds zijn er de maatregelen die specifiek worden genomen om het hydrologisch systeem te herstellen. Anderzijds zullen er ook maatregelen worden genomen die niet specifiek gericht zijn op het herstel van het hydrologisch systeem maar er wel een effect op zullen hebben.

- Directe maatregel: dichten, ondieper maken of laten dichtgroeien van grachten/watergangen
- Directe maatregel: afname van de grondwaterwinningen
- Indirecte maatregel: verwijdering van naaldhoutaanplanting en omvorming naar heide, duinen en loofbos.

Het dichten, ondieper maken of laten dichtgroeien van grachten/watergangen zal er toe leiden dat het gebiedseigen water minder vlug zal worden afgevoerd en dat het langer binnen het gebied kan worden vastgehouden. Dit zou moeten leiden tot een verhoging van de grondwatertafel en een gericht herstel van de natte gebieden binnen het Grenspark.

Stapsgewijs worden de grondwaterwinningen in het gebied verminderd. Een deel van het water dat door Pidpa wordt opgepompt wordt tot nu toe gebruikt door BASF in de Antwerpse haven (+/-300

m³/uur). Vanaf 2011 zal BASF echter overschakelen op industriewater afkomstig uit de Biesbosch, Nederland. Dit zou moeten resulteren in een daling van de grondwateronttrekkingen in het gebied. Wat zal resulteren in een herstel van het hydrologisch systeem maar een afname van de winst 'waterwinning'.

Naaldhoutaanplanten hebben een hogere jaarlijkse evapotranspiratie dan loofhout of heide. Door de omvorming van de vegetatie zal er dus een verlaging van het waterverbruik door de vegetatie plaatsvinden en een verhoging van de infiltratie en een aanvulling van de grondwatertafel.

Beide, directe en indirecte, maatregelen zullen er toe leiden dat er een vernatting van het gebied zal optreden. Als eindresultaat zal de vergrassing van het gebied worden tegengegaan en er een toename/herstel van de biodiversiteit mogen worden verwacht.

3. CONCLUSIES

Het HELA-project draagt zeker bij tot de hoofddoelstelling van het beleid voor het Grenspark De Zoom – Kalmthoutse Heide. Dit omvat namelijk een grensoverschrijdende samenwerking met een integrale visie en hieruit voortvloeiende inrichtings- en beheersmaatregelen. De doelstellingen voor het HELA-project zorgen letterlijk en figuurlijk voor deze grensoverschrijdende samenwerking. Het creëren van een centraal open gebied, weliswaar grotendeels op Nederlands grondgebied, zorgt er namelijk voor dat zowel Nederland als België zich openen naar elkaar (letterlijk grensoverschrijdend) en de vroegere fysieke bosbarrière wordt doorbroken. Deze maatregelen dienen natuurlijk goed gecoördineerd te worden waardoor figuurlijke grensoverschrijdende samenwerking, onderhandeling en afstemming vereist is.

De maatregelen, aangekondigd in zowel het beleidsplan als het HELA-project, zijn vooral gericht op behoud, herstel of versterken van het bestaande karakteristieke natuurlandschap. Dit impliceert vooral een toename van de intermediaire dienst 'biodiversiteit', waardoor de finale dienst 'aanwezigheid groene ruimte' minstens behouden wordt en de hieruit verkregen ecosysteemwinst 'recreatie' danig versterkt. Extra maatregelen, zoals educatie, zullen 'recreatie' meer doen toenemen en ervoor zorgen dat deze op een verantwoorde manier kan aangroeien. De maatregelen die genomen zullen worden zullen ook een positief gevolg hebben voor de intermediaire dienst 'functioneren hydrologische systemen' aangezien herstel van de oorspronkelijke grondwatertafel (en daarbij horende vernatting van het gebied) voorop gesteld wordt.

De voorgenomen maatregelen zullen echter ook negatieve invloeden hebben op bepaalde ESD. Door het tegengaan van spontane verbossing en het rooien en dunnen van bepaalde bossen zullen de intermediaire diensten 'koolstofopslag' en 'primaire productie' hoogstwaarschijnlijk afnemen. Deze nadelen wegen wellicht niet op tegen de voordelen van biodiversiteit en hydrologie. Ook het verdwijnen en aanpassen van de aanwezige landbouw zal een negatieve impact hebben op de 'primaire productie'.

Over bepaalde andere intermediaire diensten zoals 'energiedissipatie door natuurlijke structuren', 'geluidsbeïnvloeding door natuurlijke structuren' en 'adsorptie polluenten door natuurlijke structuren' is weinig tot geen informatie te vinden. We kunnen deze dus bestempelen als knowledge gaps.

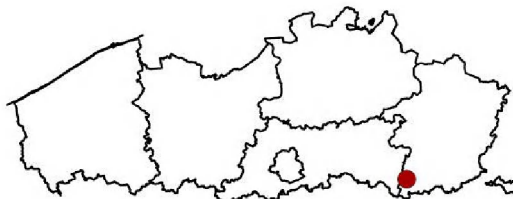
MTD - Buys & van der Vliet, Beleidsplan Beheer en Inrichting Grenspark De Zoom-Kalmthoutse Heide 1999 – 2014, 1999.

LIFE-nature 2006 APPLICATION FORMS: Grensoverschrijdend herstel heidelandschap op landduinen

Website: www.grensparkzk.be

Hoofdstuk II. Erosiebestrijding in het bekken van de Melsterbeek

S. Jacobs*; F.Turkelboom°; O.Genar° (*:UA-ECOBE, °:INBO)



1. PROJECTBESCHRIJVING

Het beschreven projectgebied situeert zich in Zuid-Limburg en omvat het deelbekken van de Melsterbeek. Het deelbekken van de Melsterbeek (26.000 ha) is gelegen in het oostelijk deel van de leemstreek en behoort tot het bovenstrooms gebied van het Demerbekken. Het zuidelijk deel van het deelbekken wordt gekenmerkt door een golvend landschap en de aanwezigheid van (diep) ingesneden beekvalleien met een relatief groot verval, die het Haspengouwse leemplateau draineren in zuid-noord richting. Vele kleine valleitjes zijn niet permanent watervoerend en kennen alleen periodieke oppervlakkige afstroming van regenwater (zgn. droge valleien). Het projectgebied onderscheidt zich omwille van zijn uitgesproken landbouwkarakter, maar de belangrijkste motivatie voor de keuze van dit project is de uitzonderlijke potentiële meerwaarde die het project biedt: door maatregelen in functie van één ecosysteemdienst (herstel van hydrologisch evenwicht ivm vermijden van erosieschade) worden een aantal andere ecosysteemdiensten mee gemaximaliseerd.

In dit overwegend akkerbouwgebied zijn de voorbije jaren op verschillende plaatsen kleinschalige maatregelen ter bestrijding van erosie uitgevoerd, welke systematisch werden opgevolgd en onderzocht vanaf 2002. Deze omvatten het aanleggen van grasstroken en erosiepoelen en bufferbekkens, het voorzien van ruimte voor beken en het aanleggen van waterkerende drempels.

Deze projectbeschrijving illustreert enerzijds de baten voor de erosiebestrijding aan de hand van onderzoeksresultaten welke de verminderde piekafvoer, verlengde waterretentie, verhoogde infiltratie, verhoogde sedimentretentie en verminderde geulerosie aantonen. Indicaties voor vermeden schadekosten liggen hoog, maar de efficiëntie van maatregelen kan worden verbeterd door het overwegen van scenario's met meer erosiepreventieve maatregelen. Ook dient extrapolatie van gegevens van lokale naar bekkenschaal met de nodige voorzichtigheid te gebeuren.

Deze projectbeschrijving suggereert anderzijds maatregelen die bijkomende ecosysteemwinsten kunnen genereren en zichtbaar maken, zoals het inzaaien van de grasstroken met soortenrijke mengsels, het aanpassen van maaibeheer, het ecologisch inrichten van retentiebekkens en het stimuleren van recreatief medegebruik.

De verhouding tussen de lange-termijn baten en de investering (oppervlakteverlies voor landbouwproductie) lijkt in dit project hoog. De komende jaren wordt de erosieproblematiek gecoördineerd aangepakt op Vlaamse schaal met erosiecoördinatoren. De maatregelen in het bekken

van de Melsterbeek hebben een groot potentieel voor bewustmaking van landgebruikers voor de baten van alle gemaximaliseerde ecosysteemdiensten op Vlaamse schaal.

De terreinkennis en ervaring van de watering van St Truiden en de resultaten uit onderzoek van de dienst geografie van de UCL en van het labo voor experimentele geomorfologie (KULeuven) vormen de basis van deze projectbeschrijving.

2. INVENTARISATIE VAN MAATREGELEN

Alle maatregelen die werden genomen in het gebied zijn erop gericht om overstromingen (piekdebieten) en afstroom van vruchtbare grond van de akkers te vermijden. De problemen in de Melsterbeek zijn typisch voor bekkens waar het evenwicht van het hydrologische systeem verstoord is. Door de erosiegevoeligheid van de bodem en de overstromingsgevoeligheid van de laaggelegen dorpen is deze problematiek hier zeer uitgesproken. Directe kosten zijn gelinkt met schade aan privé-eigendommen, openbare infrastructuur, gewassen en met het hypothekeken van de vruchtbaarheid op langere termijn door afspoeling de teeltlaag (Fig. 2.2).



Figuur 2.2: Voorbeelden van schade door erosie en overstroming in het studiegebied
Maatregelen die erosie voorkomen

2.1. Erosiepreventieve maatregelen

Niet-kerende bodembewerking en directe inzaai

Landbouwers worden gestimuleerd om niet-kerende grondbewerking toe te passen. Hierbij wordt de akker bewerkt tot 25cm diepte zonder deze te keren (Fig. 2.3). Zodoende blijven gewasresten van de vorige teelt deels aanwezig. In vergelijking met klassieke bewerking vermindert de afstroming van regenwater bij hevige regenval met gemiddeld 35% en de uitspoeling van de bodem met 50% (Vandaele et al 2009 (brochure)). Het inzaaien gebeurt in dat geval rechtstreeks tussen de resten van de vorige teelt zonder enige vorm van grondbewerking (Fig. 2.3).



Figuur2.3: Niet-kerende grondbewerking (foto links) en ingezaaid gewas na directe inzaai (foto rechts)

Braak liggen

Bij het braak liggen van akkers blijft de bodem bedekt, maar wordt gedurende de braakliggende periode geen directe opbrengst gegenereerd.

Groenbedekker

Het inzaaien van een groenbedekker beschermt de akkers tegen erosie tijdens de periode wanneer deze gevoelig zijn voor erosie (geen gewassen) en ook vaak hevige regenval optreedt.

2.2. Maatregelen om sediment op te vangen dichtbij de akkers

Grasbufferstroken

In het hele gebied werden ongeveer 85ha grasbufferstroken aangelegd. De breedte van de grasbufferstroken varieert van 9 tot 21 m. Grasbufferstroken onderaan, of tussen, akkerpercelen, moeten het afstromend water afremmen waardoor het meer tijd krijgt om in de grond te dringen. Op die manier vermindert de erosieve kracht van het water. Bodemdeeltjes (sediment) die door het water meegevoerd worden, blijven achter in de grasstroken. Bovendien zorgen de wortels van het gras dat de bodem beter vastgehouden wordt en beter bestand is tegen erosie. Een grasbufferstrook ligt dwars op de stroomrichting van het water (Fig. 2.4).



Figuur2.4: Grasbufferstroken rond akkerpercelen

Grasgangen

Grasgangen zijn grasstroken die ingezaaid worden daar waar het water preferentieel afstroomt en er een verhoogd risico op geulvorming bestaat (Fig. 2.5). Grasgangen volgen dus de stroomrichting van het water en vertragen het afstromend water, waardoor de uitschurende kracht van het afstromend water wordt gebroken. Bovendien moet de wortelmat van het gras de bodem beter vasthouden. Daarnaast moet een grasgang of grasbaan ook fungeren als sedimentvang. Hierdoor daalt het risico op geulvorming (d.i. diepe en brede erosiekanalen) in de droge valleien. Grasgangen liggen -in tegenstelling to grasstroken- in de richting van het afstromende water. De grasgangen zijn meestal 12 tot 30 m breed.



Figuur2.5: Grasgang door een akker

Dammen

Strategisch geplaatste dammen uit strobalen vertragen de afstroming van het water, waardoor sediment ter plaatste bezinkt (Fig. 2.6). Damconstructies met een knelpijp, versterigde overloopzone en opvang- en bezinkingszone (zgn. erosiepoel) worden aangelegd op plaatsen waar veel afstromend water samenkomt (Fig. 2.7). De hoogte van de damconstructies varieert tussen 0.5 en 1.75 m boven maaiveld. Damconstructies met knelpijp en opvangzones (erosiepoel) zijn in de eerste plaats bedoeld voor het opvangen van modderstromen. Het meegevoerde sediment, afkomstig van hoger gelegen akkerpercelen, moet in de opvangzone bezinken. Daarnaast moeten damconstructies het afstromend water (tijdelijk) opvangen waardoor de piekafvoeren naar de lager gelegen woonkernen zullen afnemen. Stuwconstructies in waterlopen zelf verhogen de retentie van water en sediment (Fig. 2.8). In het stroomgebied van de Melsterbeek werden meer dan 30 dammen aangelegd.



Figuur 2.6: Strodam



Figuur 2.7:Erosiepoel



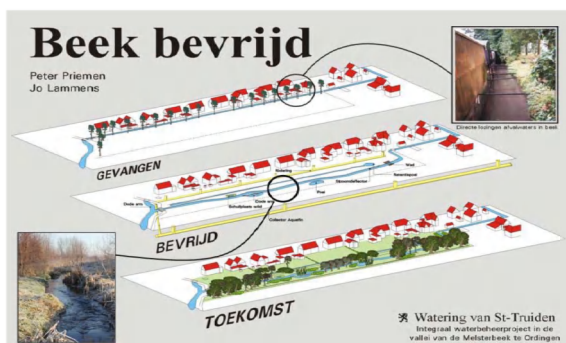
Figuur 2.8: Buffergracht met stuwconstructies

2.3. Maatregelen om bebouwde zones extra te beschermen tegen overstromingen

Bovenstaande maatregelen hebben -naast erosiepreventie en opvangen van afgevoerd materiaal- een direct effect op de piekdebieten. Hierdoor wordt een deel van het overstromingsrisico (risico= kans * schade) reeds ondervangen. Bijkomende maatregelen dicht bij de dorpskernen verlagen dit risico verder.

Herinrichting beken

Rechtgetrokken beken krijgen terug ruimte, en een ruimere meanderende bedding met een overstromingszone. Dit verhoogt de opslagcapaciteit en verlaagt de afvoersnelheid (Fig. 2.9).



Figuur 2.9: Voorbeeld van één van de beek-herinrichtingen in het projectgebied

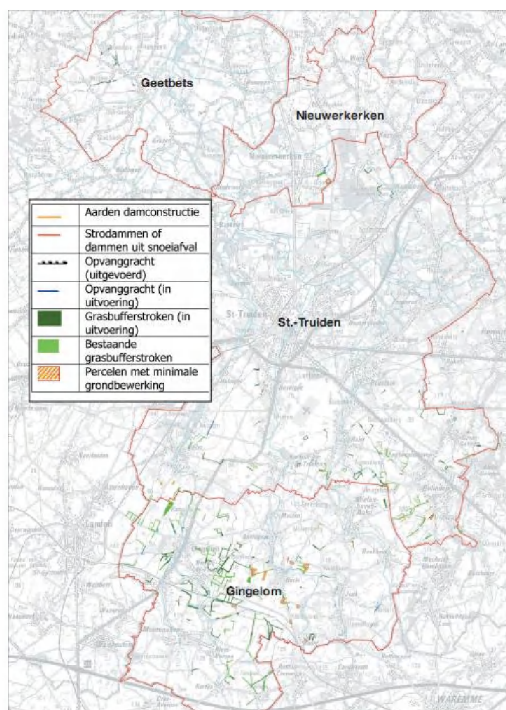
Overstromingsgebieden

Stroomopwaarts van de dorpskernen wordt het afstromende water bij piekdebieten opgevangen in overstromingsgebieden (Fig. 2.10).

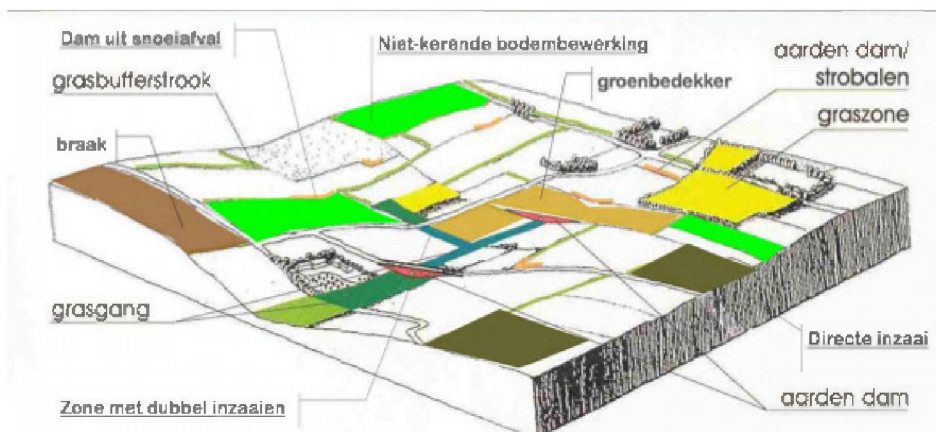


Figuur 2.10: Voorbeeld van een net aangelegd overstromingsgebied bij één van de dorpskernen in het projectgebied

De planmatige en gebiedsdekkende aanpak in het deelbekken van de Melsterbeek heeft in 4 jaar tijd geleid tot de aanleg van ongeveer 85 ha grasbufferstroken & grasgangen en 30 damconstructies met verstevigde overloopzone, knelpijp en opvangzone (Vandaele et al. 2006, Fig. 2.11). Zo worden inspanningen voor erosiepreventie en lokaal vasthouden van sediment geconcentreerd in bovenstroomse akkers, terwijl maatregelen voor het vertragen van de piekafvoer lager worden genomen via grotere overstromingsgebieden en herinrichtingen dicht bij de dorpskernen (Fig. 2.12).



Figuur 2.11: Situering van de maatregelen in het projectgebied.



Figuur 2.12: Schematische weergave van de situering van de maatregelen in de valleigradiënt

De maatregelen werden aangelegd met financiële tussenkomsten voor de betrokken landbouwers. De Vlaamse overheid verleent subsidies aan gemeenten (Erosiebesluit sedert 2002: subsidies voor de opmaak van gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen en de uitvoering van erosiebestrijdingswerken) en aan landbouwers (beheersovereenkomsten met VLM sedert 2005). Deelname aan de projecten is vrijwillig.

3. HUIDIGE EN POTENTIËLE EFFECTEN VAN DE MAATREGELEN OP DE ECOSYSTEEDIENSTEN IN HET STUDIEGEBIED

Hoewel de maatregelen in het bekken van de Melsterbeek het maximaliseren van enkele hydrologische ecosysteemdiensten (erosiebestrijding, waterretentie en -berging) als doel hebben, worden een aantal andere vanzelf positief beïnvloed, en ontstaat potentieel voor het maximaliseren van meerdere ecosysteemdiensten door het nemen van bijkomende maatregelen. In volgend overzicht worden de belangrijkste effecten op ecosysteemdiensten besproken, en bijkomende maatregelen gesuggereerd om de winsten hieruit te maximaliseren. Voor een gedetailleerde en correcte interpretatie van onderstaande (illustratieve) cijfers verwijzen we naar de beschrijvingen van ecosysteemdiensten in deel I van dit rapport.

3.1. Waterretentie, berging en vermeden erosie.

De invloed op hydrologische diensten is het best gedocumenteerd aangezien de maatregelen specifiek gericht zijn op deze diensten. De monitoring in het deelbekken van de Melsterbeek gebeurde aan de hand van terreinwaarnemingen (kwalitatieve beoordeling) en terreinmetingen (kwantitatieve beoordeling). Tijdens of vlak na hevige regenbuien werd het deelbekken van de Melsterbeek doorkruist door medewerkers van de Watering van Sint-Truiden. De werking van de ingrepen werd gedocumenteerd met foto's. Zo kon visueel worden nagegaan of de maatregel wel het verwachte effect opleverde. Het meten van het bodemverlies op de akkers en het opvangen sediment achter de damconstructies, gebeurde via vrij eenvoudige maar betrouwbare technieken (Vandaele et al. 2004). Met behulp van peillatten in de erosiepoelen bij de damconstructies was het mogelijk om de maximale waterhoogte te meten. In combinatie met een gedetailleerde topografische opmeting van de

erosiepoel, kon zodoende ook het statisch buffervolume worden berekend (voor elk afstromingsevenement). Met behulp van formules kan eveneens het uitstroomdebiet van de knelpijp bepaald worden. In de periode 2002-2006 stelden enkele hevige onweersbuien de verschillende maatregelen echt op de proef. Tijdens, of vlak na, deze onweersbuien werden de maatregelen bezocht door medewerkers van de Watering van Sint-Truiden. Zo kon op het terrein worden vastgesteld of deze maatregelen het verwachte effect ressorteerden.:

Grasbufferstroken kunnen heel wat sediment, losgemaakt door bodemerrosie op het perceel zelf, opvangen (Fig. 2.13). Ook worden er geen erosiekanalen waargenomen in de grasbufferstroken.



Figuur 2.13: Afgestroomde sedimenten worden opgevangen in een grasbufferstrook

Grasgangen zijn in staat zijn om intense geulerosie te verhinderen. Op plaatsen waar voorheen steeds erosiekanalen ontstaan, is na de aanleg van een grasgang geen erosie meer waargenomen. En dit ondanks de soms belangrijke hoeveelheden afstromend water dat over deze grasbanen stroomt (Fig. 2.14). Uit de observaties blijkt tevens dat de snelheid waarmee het afstromend water door de grasgang stroomt aanzienlijk lager is dan deze in erosiekanalen. Tot slot stelden we vast dat grasgangen heel wat sediment opvangen.



Figuur 2.14: Waterafvoer langs een grasgang

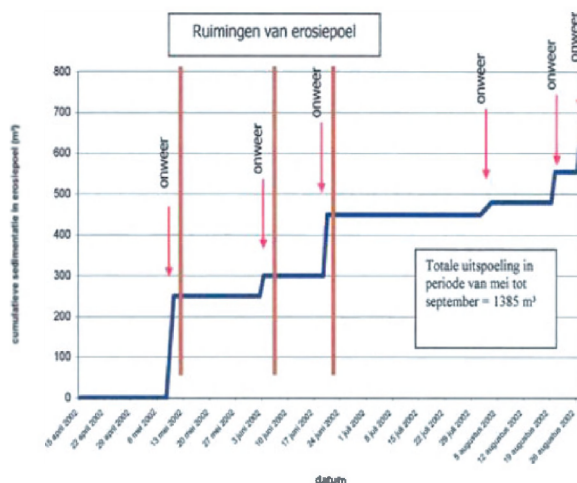
Damconstructies zijn ideale sedimentvangsters (Fig. 2.15). Daarnaast blijkt dat deze constructies ook zeer goede waterbuffers zijn.



Figuur 2.15: Sediment wordt afgezet achter de damconstructies

Samenvattend mogen we besluiten dat de verwachte effecten van de verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen wel degelijk worden waargenomen op het terrein.

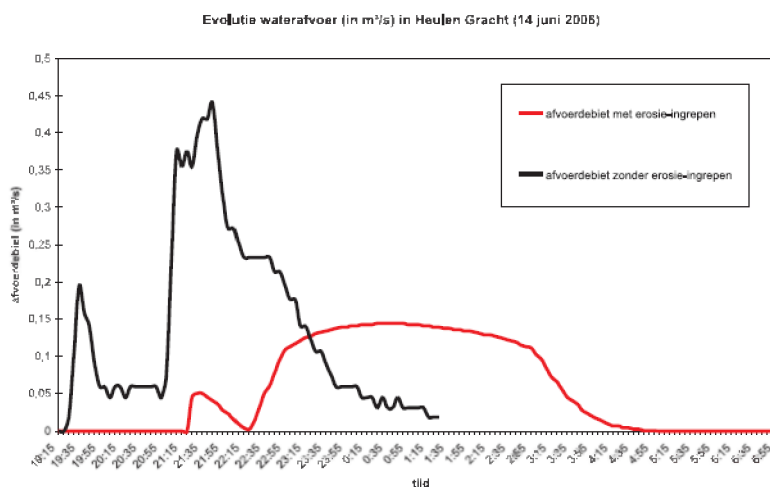
Ook kwantitatief kunnen duidelijke successen worden gedocumenteerd: Via gedetailleerde terreinmetingen in het stroomgebied van de Heulen Gracht kon de totale bodemerosie voor 2002 worden begroot op ca. 1.300 m³. Eén aarden damconstructie, aangelegd om de water- en modderstromen naar de lager gelegen dorpskern te beperken, bleek in staat om 40-50 % van het geërodeerde sediment op te vangen (Fig. 2.16). Deze resultaten tonen aan dat een aarden damconstructie in de vallei van een landelijk stroomgebiedje de sedimentuitvoer met ongeveer 50 % kan reduceren (Vandaele et al. 2004). Beduidend minder sediment (modder) komt dus in de woonkernen en waterlopen terecht.



Figuur 2.16: Evolutie van de sedimentatie van geërodeerd bodemmateriaal in de opvangzone net stroomopwaarts van aarden damconstructie in de Heulen Gracht voor de periode april – september 2002. De data met onweersbuien zijn aangegeven door rode pijlen, de bruine verticale lijnen geven de data aan waarop het opgevangen sediment werd geruimd. Het totale bodemverlies in het stroomgebied kon worden begroot op ongeveer 1400 m³.

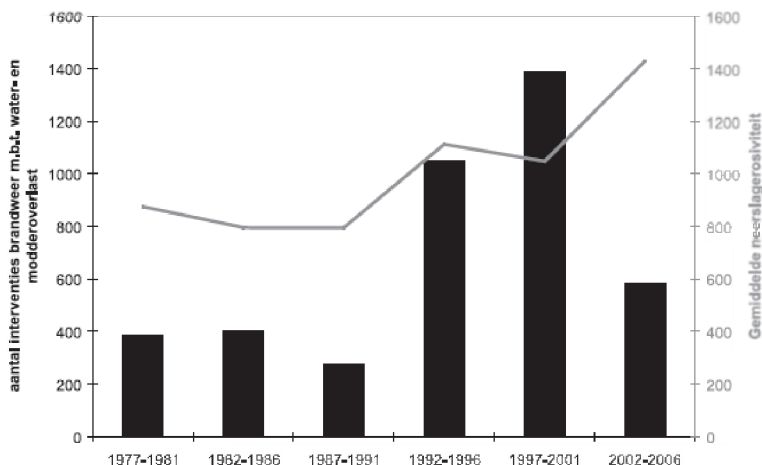
Damconstructies met knelpijp en opvangzone doen eveneens dienst als tijdelijke buffer voor het teveel aan afstromend water. Deze buffers treden in werking wanneer er meer water afstroomt dan dat de knelpijp in de dam kan verwerken. Hoe heviger en langer de bui, hoe meer afstromend water, en hoe hoger de vulhoogte zal zijn. Via peillatten in de erosiepoelen kon de vulhoogte en het gebufferd volume worden opgevolgd voor de periode 2002-2006. De metingen bevestigen de terreinobservaties, damconstructies zijn in staat om heel wat afstromend water op te vangen.

Sinds de ingebruikname van de meetinstallatie, in april 2006, zijn er in de Heulen Gracht al ruim 20 'afstromingsevenementen' gedocumenteerd. Tijdens die afvoerperiodes varieerde de wateraanvoer aan de meetgoot tussen 18 en 5.000m³. Tijdens een onweer op 14 juni 2006 werd in de meetgoot (stroomopwaarts van erosiebestrijdingsmaatregelen) een afvoerdebiet van 0.45m³/s gemeten, terwijl het maximale afvoerdebiet aan de uitlaat van het stroomgebiedje (afwaarts erosiebestrijdingmaatregelen) slechts 0.15 m³/s bedroeg (Fig. 2.17). Heel wat afstromend water werd dus tijdelijk gebufferd achter de damconstructies, wat resulteerde in een belangrijke reductie (min 65 %) van de piekafvoer naar Velm (Evrard et al. 2008).



Figuur 2.17: Evolutie van de (gemeten) waterafvoer in de Heulen Gracht tijdens het onweer van 14 juni 2006.

Terreinmetingen in de Heulen Gracht tonen aan dat gemiddeld 75 % van het jaarlijks bodemverlies te wijten is aan erosiekanalen die elk jaar op dezelfde locaties worden gevormd (tijdelijke geulerosie). Op basis van terreinmetingen en informatie van luchtfoto's kon het gemiddeld jaarlijks bodemverlies door tijdelijke geulerosie in de Heulen Gracht worden begroot op ongeveer 500m³ (of ongeveer 650 ton). Door in 2003 een groot deel van deze locaties onder gras te leggen (zgn. grasgang of grasbaan), zijn er sindsdien geen erosiekanalen (tijdelijke geulen) meer waargenomen. Sedimentconcentraties in het afstromend water aan de uitlaat van het stroomgebied waren gemiddeld 10 keer kleiner dan deze aan de meetgoot. Het totale sedimenttransport in de periode april – december 2006 kon worden begroot op ongeveer 70 m³ (of 90 ton). Dit is beduidend minder dan de bodemverliezen die in de periode vóór 2003 in dit gebied zijn opgemeten. Dit betekent dat de aanleg van graszones op strategische plaatsen in het landschap (bijv. op plaatsen waar veel afstromend water samenkomt) zeer doeltreffend zijn in de strijd tegen bodemerosie. De voorbije jaren stelden enkele hevige onweersbuien de maatregelen echt op de proef. Waar enkele jaren geleden bij dergelijke buien de alarmbel klonk, was nu amper een spoor van water- en modderoverlast in de dorpen te bespeuren, terwijl de regenbuien na de start van het monitoringsprogramma even hevig waren als voor de aanleg van de erosiebestrijdingsmaatregelen. De talrijke erosiebestrijdingsmaatregelen in het deelbekken van de Melsterbeek hebben er finaal voor gezorgd dat de problemen met water- en modderoverlast in de stroomafwaarts gelegen woonkernen sedert 2003 sterk zijn afgenomen (Evrard et al. 2008).



Figuur 2.18: Evolutie van het aantal brandweerinterventies m.b.t. water- en modderoverlast en gemiddelde jaarlijkse neerslagerosiviteit (te Ukkel) (bron: Vandaele et al WATER: brandweer van Sint-Truiden, KMI en eigen berekeningen)

De resultaten van de monitoring tonen duidelijk aan dat de aanleg van graszones en/of aarden damconstructies op strategische plaatsen in het landbouwgebied, kan leiden tot een zeer sterke afname van de aanvoer van geërodeerd sediment naar woonkernen en waterlopen. Graszones en damconstructies zijn bovendien ideale slibvangens. In gebieden met frequente geulvorming in de droge valleitjes, kan de aanleg van een grasgang of -baan het bodemverlies met liefst 75 % reduceren. Metingen tonen bovendien aan dat piekafvoeren van afstromend water uit kleine stroomgebiedjes met 60 % worden gereduceerd. Uit neerslaggegevens blijkt tevens dat de regenbuien tijdens de monitoringsperiode even hevig waren als ervoor. De waargenomen effecten zijn dus niet te wijten aan het uitblijven van hevige regenbuien.

De aanleg van talrijke grasbufferstroken, grasgangen en damconstructies in het deelbekken van de Melsterbeek heeft er voor gezorgd dat het bodemverlies, de water- en modderoverlast in de dorpen en de sedimentaanvoer naar de waterlopen, sterk zijn afgenomen.

Om de winsten te schatten die zijn gecreëerd uit het maximaliseren van deze ecosysteemdiensten kunnen we indicatief de vermeden schadekosten vergelijken met de kostprijs van de maatregelen. In een voorzichtige schatting kunnen we een kostendaling van ca. €100 /ha*jaar veronderstellen (Fig. 2.19).



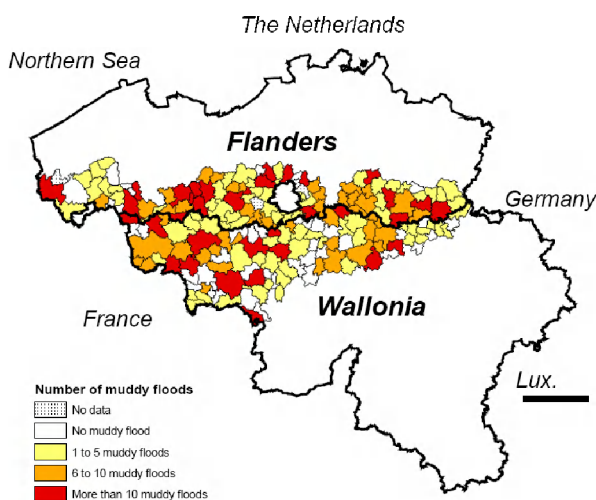
Figuur 2.19: Verschil in schadekosten in het projectgebied met en zonder de genomen maatregelen (Vandaele et al 2006)

De constructiekosten werden voor 75 % gedragen door de Vlaamse regering, 15% door de provincie, en 10% door de gemeentes. De kost van de subsidiëring voor landeigenaars en boeren werd voor 75 % gedragen door de Vlaamse regering en 25% door de gemeentes. De totale kost bedroeg €161/ha

(Vandaele et al 2006). Dit wil zeggen dat - volgens deze indicatieve schatting - vanaf het derde jaar de winst terugverdiend is. De winsten uit andere ecosysteemdiensten (zie verder) is hier echter nog niet bij in rekening gebracht.

De winsten kunnen ook nog verder gemaximaliseerd worden door nog meer te focussen op erosiepreventieve maatregelen zoals niet-kerend ploegen of het aanpassen van teelten (Verstraeten et al 2002).

De implementatie van dergelijke maatregelen in Vlaanderen heeft een zeer groot potentieel. Fig. 2.20 toont het voorkomen van modderstromen in de Belgische leemstreek. Maatregelen als in het bekken de Melsterbeek kunnen ook hier de ecosysteemdiensten waterberging, waterretentie en vermijden van erosie maximaliseren.



Figuur 2.20: Het voorkomen van modderstromen in België (Evrard et al 2006).

3.2. Cyclering nutriënten in het estuarium

Door het verhogen van retentie in het bovenstroomse Mesterbeek-bekken verhogen de mogelijkheden voor infiltratie, cyclering van N en P en vermindert de afvoer van nutriënten en sediment naar het estuarium. Het estuarium, dat te kampen heeft met excessieve input van N en P, voornamelijk uit landbouwgebieden, wordt dus positief beïnvloed door deze maatregelen. Het natuurlijke en optimale Redfield-ratio Si:N:P in het pelagiaal van het Schelde-estuarium wordt des te gemakkelijker bereikt of gehandhaafd wanneer antropogene input uit de bovenstroomse gebieden wordt vermeden. Hoe meer bovenstroomse input van N en P, hoe groter de kans dat de bufferende werking van het estuarium tekort schiet, wat eutrofiëringsproblemen veroorzaakt door een verstoorde Si:N:P balans en de daarop volgende verschuivingen in de estuariene planktongemeenschap. Dit kan toxische algenbloei in het estuarium en de kustzone veroorzaken en verstoort de energieflux tussen de verschillende trofische niveau's van het estuariene voedselweb (voor meer details zie deel I, hoofdstuk 2).

Het is echter moeilijk dit effect te begroten, daar effecten in het estuarium het resultaat zijn van gebeurtenissen in het hele Scheldebekken, en de invloed van, één lokaal stroomgebied dus moeilijk is af te zonderen.

3.3. Opslag van koolstof in ecosystemen

Koolstofopslag wordt op verschillende manieren positief beïnvloed. Enerzijds verhoogt het omzetten van akkerland naar grasland de opslagcapaciteiten voor koolstof. Akkerbodems in Vlaanderen hebben de laagste 1 m-stocks met gerapporteerde gemiddelden tussen de 74 en 89 t C ha⁻¹ (zie deel I van dit rapport), terwijl voor graslanden gemiddelden werden gerapporteerd tussen de 114 en 158 t C ha⁻¹. Daarnaast kunnen de maatregelen een lokaal vernattend effect hebben, wat de opslagcapaciteit verder verhoogt, daar in hydromorfe bodems, waar veenontwikkeling kan optreden, de stocks tot 1 m diepte al snel een factor 2 tot 6 maal hoger zijn dan in andere bodems. Voor bosbodems (exclusief strooisellaag) lopen de schattingen van 1 m-stocks tussen de 138 en 169 t C ha⁻¹.

De winst uit deze ecosysteemdienst kan sterk worden verhoogd door bijkomende maatregelen, zoals het aanplanten van houtwallen of bossen in grasstroken of in overstromingsgebieden of inrichting van de erosiepoelen als moerasgebieden. Momenteel wordt voor koolstofopslag de richtwaarde van €183/ton C gehanteerd (Liekens et al. 2009). De omzetting in grasland alleen al levert dus een winst op van ca. €7000 tot €13000 per hectare.

3.4. Cyclering van N en P in ecosystemen.

De cyclering van stikstof en fosfor wordt door het aanleggen van bufferstroken sterk verhoogd. Ook het vernattende effect en de langere retentie van water in de bovenstroomse gebieden heeft een positief effect op deze ecosysteemdienst. Gezien het uitgesproken landbouwkarakter van het gebied en de hiermee gepaard gaande input van N en P kan het nemen van bijkomende maatregelen de winsten uit deze ecosysteemdienst sterk verhogen. Hier kan een ecologische inrichting van grasbufferstroken, grasbanen, erosiepoelen en overstromingsgebieden een belangrijk effect hebben. Cijfers lopen erg uiteen en moeten met omzichtigheid worden geïnterpreteerd. Een ruwe maar voorzichtige schatting is dat goed ingerichte bufferstroken 50 kg N per ha per jaar verwijderen, wat neerkomt op een waarde van €3700/ha*jaar (aan €74/kg N, LIEKENS ET AL. 2009). Voor fosfor is het moeilijker een eenvoudige schatting te maken, maar ook hier kan de winst aanzienlijk zijn, daar de waarde van P-verwijdering oploopt tot €800/kg P.

3.5. Primaire productie – Landbouw

Lokaal en op korte termijn beschouwd verlaagt de landbouwwinst: de landbouwer op wiens perceel een grasstrook, grasbaan of erosiepoel wordt aangelegd verliest een deel van zijn opbrengsten. Echter, deze ingreep levert andere landgebruikers (benedenstrooms) winst op daar het risico op schade aan gebouwen en gewassen verlaagt. Ook vermindert de afspoeling van vruchtbare landbouwgrond die landbouw op lange termijn hypothekeert. De korte-termijn verliezen voor de landbouwer in kwestie moeten dus worden gedragen door de gemeenschap om deze 'tragedy of the commons' te vermijden.

3.6. Ecosysteemdiensten gelinkt met biodiversiteit en natuurlijke structuren

Weloverwogen beheer kan de biodiversiteit in het landbouwlandschap van het Melsterbekken sterk doen stijgen. Akkerranden en permanente graslanden vormen natuurlijke habitats van heel wat flora en fauna, waaronder ook zeldzamere of bedreigde soorten.

Heel wat vogelsoorten uit het landbouwgebied gaan sinds enkele decennia sterk achteruit, samen met tal van andere organismen die eertijds typisch waren voor 'de boerenbuiten': veel soorten vlinders, amfibieën, sprinkhanen, talloze plantensoorten, etc. Typische akkervogels zijn Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors. De hoofdoorzaak van deze daling is de intensivering van de landbouw: toegenomen specialisatie leidde tot schaalvergroting en een uniformisering van het landschap, naast een intensief bodemgebruik met hoge bemestings- en pesticideninput. Op kleinere schaal betekende dit voor akkervogels rechtstreeks of onrechtstreeks het verdwijnen van nestgelegenheid en dekking, het verdwijnen van insecten als voedsel voor de jongen en van granen en andere zaden op stoppelvelden als wintervoedsel (Dochy & Hens, 2005).

Veldleeuwerik is een goede indicatorsoort voor de toestand van akkervogels. Het aantal broedaantallen van veldleeuwerik in Vlaanderen is tijdens de periode 1970-2002 met 95 % achteruit gegaan, en wordt momenteel op de rode lijst als "kwetsbaar" geklasseerd. In het gebied ten zuiden van Sint-Truiden blijkt de veldleeuwerik echter redelijk goed stand te houden. Het feit dat in dit gebied de Veldleeuwerik de globale dalende trend van Vlaanderen niet volgt, wordt gelinkt aan de veelvuldige maatregelen die er sedert een aantal jaren worden toegepast. (Stevens, 20xx).

De bestaande grasstrips kunnen mits enkele ingrepen hun waarde naar (functionele) biodiversiteit gevoelig verhogen. Gunstige nestgelegenheid is te creëren door het voorzien van onbespoten kruidenrijke - en dus insectenrijke - grasruigtes. Dit is een basismaatregel die overal in het landelijk gebied zinvol is, en dit voor alle soorten. Die bestaan bij voorkeur uit stroken met overjarige polvormende grassen (Kropaar, Rietzwenkgras, Beemdlangbloem of Timoteegras) op strategische plaatsen volgens de vogelsoort. De polvormende grassen zijn beter dan tapijtvormers (zoals Engels raaigras) om er nesten tussen te bouwen en zich voort te bewegen. Om de ruigte niet té dicht te maken, worden best ook korte grassen meegezaaid (b.v. Rood zwenkgras). De ruigte moet voor Geelgors langs struiken of bosranden aangelegd worden, voor Patrijs is dit niet echt noodzakelijk. Voor Grauwe Gors of Veldleeuwerik moet het juist wel in open gebied zijn, op minstens 100 meter van opgaand groen en gebouwen.

De grasranden mogen niet elk jaar in hun geheel gemaaid worden omdat de meeste vogels hun nest maken onder beschutting van dood gras. Een maaibeurt om de 3 jaar is aangewezen om te sterke verruiging te vermijden. Het best wordt jaarlijks 1/3 van de strook gemaaid, en elk jaar een ander deel ('gefaseerd maaibeheer' in natuurbeheerjargon). De randen mogen niet bemest en uiteraard niet met bestrijdingsmiddelen behandeld worden (tenzij pleksgewijze selectieve bestrijding van distels). Beurtelings maaien (2 jaar cyclus) wordt reeds uitgetest in Gelinden (in het kader van het SOLABIO project)

Een interessante variant hierop zijn de 'keverbanken' of 'beetle-banks'. Dit zijn licht verhoogde (opgeploegde) 'banken' dwars door een akker die zijn ingezaaid met polvormende grassen. Het eerste

doel van de keverbanken is om natuurlijke ongewervelde predatoren van plaaginsecten van gewassen meer overlevingskansen te geven. Deze loopkevers, spinnen, sluipwespen, lieveheersbeestjes, etc. overwinteren talrijk in meerjarig grasland. Door spuit- en/of ploegbeurten worden hun populaties in akkerland jaarlijks weer tot bijna nul herleid. Door dergelijke 'vluchtheuvels' aan te leggen, kan herkolonisatie van de akker door de predatoren snel gebeuren, waardoor plagen beter onderdrukt kunnen worden, eventueel zelfs zonder extra spuitbeurt (Dochy & Hens, 2005).

Door het inzaaien van aangepaste bloemrijke mengsels in de grasbufferstroken of grasbanen (bvb. túbingermengsel, klavermengsel, inheems mengsels - Depraetere communicatie) wordt het voedselaanbod aan honingbijen een natuurlijke pollinatoren verhoogd, maar wordt ook de recreatieve aantrekkelijkheid van het landschap verbeterd. Een gezonde pollinatorpopulatie is essentieel voor de lokale fruitteelt (vooral voor appels, peren, kersen, aardbeien).

- Andere agro-milieumaatregelen welke nu reeds getest worden zijn:
- Bufferzones langs waterlopen als verbindingselement tussen de versnipperde ecologische eilandjes.
- Aanleg van poelen van gecontroleerde overstromingsgebieden ('wachtbekkens'), welke mogelijkheden bieden voor amfibieën e.d. (gemonitord door LIKONA, Provincie Limburg).

Verdere ontsluiting van het gebied voor natuurgebonden recreatie, het opnemen van de nieuwe habitats in recreatieve netwerken en het verschaffen van informatie over deze toegevoegde waarde van de ingrepen in het landschap kan ook de winsten van de recreatieve sector doen toenemen.

De winsten van ecosysteemdiensten als natuurlijke pollinatie en pestcontrole kunnen eveneens worden verhoogd door het inzaaien van aangepaste bloemrijke mengsels in de grasbufferstroken of grasbanen. De ligging van de grasbufferstroken en grasbanen aan de akkerranden, en de pollinatieafhankelijkheid van een deel van de landbouw in het bekken van de Melsterbeek verhogen de potentiële winst van deze eenvoudige ingrepen.

Overwogen aanplanten van kleine landschapselementen kan ook ecosysteemdiensten als adsorptie van pollutanten en geluidsbufter optimaliseren. De winst van deze diensten zal hoger zijn dicht bij de bebouwde zones, waar de vraag naar deze diensten hoger is.

4. CONCLUSIES

Een volledige kosten-baten analyse valt buiten de mogelijkheden voor dit project. Alle cijfers moeten dus worden geïnterpreteerd als illustratief en verkennend, en moeten naast de beschrijvingen voor ecosysteemdiensten in deel I van dit rapport worden geplaatst.

De winsten uit de ecosysteemdiensten die zijn gelinkt met het evenwicht van de hydrologische cyclus, biodiversiteit en natuurlijke structuren zijn zijn hoofdzakelijk te situeren bij de lokale landgebruikers, terwijl ecosysteemdiensten als koolstofsequestratie en nutriëntencyclering ook op grotere schaal winsten genereren. De winsten uit koolstofopslag, stikstof- en fosforcyclering, recreatie en overige diensten geleverd door (geoptimaliseerde) maatregelen zullen deze positieve balans nog verbeteren. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de effecten (positieve, negatieve en potentiële) van de genomen maatregelen op de verschillende ecosysteemdiensten.

Tabel 2.1: Effect van de erosiebestrijdingsmaatregelen in het bekken van de Melsterbeek op de geleverde ecosysteemdiensten. +,- en P staan voor positieve, negatieve en potentieel positieve effecten respectievelijk.

INTERMEDIATE SERVICE	FINAL SERVICE	EFFECT
Functioneren hydrologische systemen	Waterretentie en -berging	+++
	Vermijden erosie, verzilting & droogteschade	
Cyclering van nutriënten in het estuarium	Vermeden eutrofiëring Noordzee	+
Opslag van koolstof in ecosystemen	Verminderen broeikas-effect	+ / PP
Cyclering van stikstof en fosfor in ecosystemen	Zuiveren grond- en oppervlaktewater	++ / PP
Primaire produktie	Groei gewassen	- / + / P
	Groei hout	+ / P
Biodiversiteit	Aanwezigheid groene ruimte	+ / PP
	Natuurlijke pestcontrole	PP
	Natuurlijke pollinatie	PP
	Kraamkamerfunctie	+ / PP
Energiedissipatie door natuurlijke structuren	Vermijden overstroming	+++
Beïnvloeden geluid door natuurlijke structuren	Aanwezigheid stilte en natuurgeluiden	+ / PP
Adsorptie pollutanten door natuurlijke structuren	Zuiveren lucht	P

Het bekken van de Melsterbeek is een voorbeeld van hoe een grondig geplande overkoepelende regelgeving ervoor kan zorgen dat individuele lokale investeringen worden aangemoedigd om zowel lokale als algemene regionale winsten te genereren. Dit project toont zo een uitweg uit de klassieke 'tragedy of the commons', waarbij lokale of individuele verliezen maatregelen in de weg staan die op lange termijn of op grotere ruimtelijke schaal winsten opleveren. Een detailanalyse van dit gebied zou als illustratie kunnen dienen om dergelijke investeringen aan te moedigen. Het extrapoleren van deze lokale resultaten over een groter gebied is echter niet zomaar mogelijk: hiervoor moeten effecten op grotere schaal worden bemeaten en in rekening gebracht (Vertraeten et al 2003)

Het bijkomende potentieel van de Melsterbeek is echter nog zeer groot. Extra maatregelen, zoals een overwogen ecologische inrichting van de oppervlakttes die nu enkel worden gebruikt voor erosiebestrijding en waterberging, kunnen belangrijke winsten genereren voor landbouw, recreatie, water- en luchtzuivering en klimaat.

5. LITERATUUR

Dochy O. & Hens M., 2005. Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.01, Brussel, i.s.m. het provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge.

- Evrard Olivier, Charles L. Bielders, Karel Vandaele, Bas van Wesemael. 2006. Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *Catena* 70 (2007) 443–454
- Evrard Olivier, Karel Vandaele, Bas van Wesemael, Charles L. Bielders. 2008. A grassed waterway and earthen dams to control muddy floods from a cultivated catchment of the Belgian loess belt. *Geomorphology* 100, 419-428
- Stevens J., 2004. Veldleeuwerik. In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B., 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.
- Vandaele, K., Olivier Evrard, Martien Swerts, Jo Lammens, Peter Priemen, Bas van Wesemael en Marnix De Vrieze. 2006. Begroten van het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen op de afvoer van sediment en water uit landelijke stroomgebiedjes in Ginkelom & Sint-Truiden. Presentatie.
- Vandaele, K. Jo Lammens, Peter Priemen en Frans Creemers 2009 Brochure 'anders omgaan met land en water', uitgave van de samenwerking land en water, watering van St-Truiden, www.samenwerking-land-en-water.be
- Vandaele, K., Priemen, P., Lammens, J., van Wesemael, B., Swerts, M. 2004. Beperken van water- en modderoverlast door aanleg van kleine dammen in landbouwgebied, case-studie te Sint-Truiden, Tijdschrift Water, maart-april
- Vandaele K., O. Evrard, M. Swerts, J. Lammens, P. Priemen, B. van Wesemael, M. De Vrieze. 2006 Effect van erosiebestrijdingsmaatregelen in deelbekken Melsterbeek systematisch gemeten. De Water, Editie Congres Watersysteemkennis 2006 – 2007, Deel Water en Sediment
- Verstraeten G., K. Van Oost, A. Van Rompaey, J. Poesen & G. Govers. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modeling. *Soil Use and Management* (2002) 19, 386-394
- Verstraeten G., A. Van Rompaey, J. Poesen, K. Van Oost & G. Govers. Evaluating the impact of watershed management scenarios on changes in sediment delivery to rivers? *Hydrobiologia* 494: 153–158, 2003.

Hoofdstuk III. Groen in de Stad

Ilse Simoens (INBO)

1. INLEIDING

Als de mens vrij zou kunnen kiezen waar hij het liefst in een stad zou willen wonen, zullen de meeste een woning in een groene omgeving verkiezen. Dit is duidelijk te merken aan de huur en koopprijzen van de woningen in groene stadsbuurten. Ook de aanwezigheid van een stadstuin wordt op de woonmarkt zeer gewaardeerd en uit een bevraging van stadsverlaters naar hun verhuismotieven wordt bijna zonder uitzondering “op zoek naar een groene woonplaats” aangegeven (Hermy, 2005). Dit toont aan dat de mens zich duidelijk aangetrokken voelt door groene ruimtes en daar zijn ook goede redenen voor.

Groen in de stad biedt verschillende voordelen voor de stadbewoners. Bomen zorgen voor een mooi uitzicht, groene wegen maken verplaatsingen te voet of per fiets aantrekkelijker, parken zorgen voor recreatiemogelijkheden, stadbossen zorgen voor het filteren van de vervuilde lucht en het reguleren van het microklimaat in de stad. Deze voorbeelden tonen aan dat verschillende groenstructuren verschillende diensten leveren en daaruit volgend bijdrage bij verschillende baten. Door de natuur in een stad via het ESD –concept te benaderen trachten we de verschillende diensten en baten van natuur voor de mensen in de stad te verhelderen.

2. GROEN STADSBELEID IN VLAANDEREN

De laatste decennia zijn Vlaamse steden sterk gegroeid, de bevolkingsdichtheid is toegenomen en daarmee ook de druk op openbare ruimte. Deze groei brengt het bouwen van nieuwe woningen en straten met zich mee en dit gaat meestal ten koste van de openbare groen ruimte.

De resultaten uit het MIRA-T-2004 met betrekking tot het stedelijk groenbeleid geven dit duidelijk weer:

- Meer dan een derde van de bevolking van stadskernen heeft geen groene ruimte voor doordeweeks gebruik binnen bereik (op een afstand van minder dan 800 meter).
- Het bereikbaar groen is ongelijk verdeeld over de sociale lagen van de bevolking: de laagste inkomensklassen hebben minder groene ruimten binnen bereik.
- Een belangrijk deel van het aanbod bestaat uit groene ruimten die niet speciaal voor recreatie zijn ingericht, maar er wel voor gebruikt worden. Dit soort groen krijgt onvoldoende beleidsaandacht.
- In de meeste steden is de planologische bestemming voor “natuur” wel toegenomen, maar meer dan de helft van de huidige oppervlakte wordt bedreigd door verdwijning of door afname van de natuurkwaliteit.

In de ‘Langetermijnplanning groenvoorziening’ (1993) werden voor Vlaanderen voor het eerst groennormen vastgelegd. Hierbij werd voor de groenbehoefte rekening gehouden met de mate van verstedelijking. Naarmate de verstedelijking toeneemt is er theoretisch meer behoefte aan openbaar groen. In de planning worden de verschillende gemeentes in Vlaanderen ingedeeld in vijf

verstedelijkingsklassen waarbij voor iedere klasse een groennorm in hoeveelheid groen per inwoner (m^2/inw) wordt vooropgesteld gaande van landelijke zones ($10 m^2/inw.$) tot stedelijke gebieden ($30 m^2/inw.$).

In een verdere stap wordt de groenbehoefte in stedelijke gebieden in Vlaanderen benaderd vanuit een kwalitatieve invalshoek door de parameters 'bereikbaarheid' en 'aantrekkelijkheid' als twee randvoorwaarden toe te voegen. Hierdoor wordt er rekening gehouden met allerlei fysieke en psychologische hinderpalen die de weg naar groen langer, minder aangenaam of onveilig maken. Ook de categorie stadsbossen wordt toegevoegd (Van Herzele, 2004). De afstand en grootte van de verschillende groencategorieën zijn terug te vinden in het hoofdstuk "Groene ruimte voor recreatie".

In 2009 werd het stedelijk groenplan (ANB) voorgesteld waar in een verdere stap rekening gehouden wordt met het belang van een samenhangende, goed functionerende groenstructuur. Alhoewel het plan de nadruk legt op het multifunctioneel karakter van groen in de stad, werd hier geen gebruik gemaakt van de Ecosysteemdiensten (ESD) benadering. Hierdoor werden de positieve gevolgen op het welzijn van de mens niet expliciet behandeld. Door deze benadering hier te gebruiken willen we de diensten die natuur in een stad leveren voor de stedelingen en de voordelen die daaruit vloeien voor de mens samenbrengen en overzichtelijk maken.

3. ESD BENADERING VOOR NATUUR IN DE STAD

3.1. Classificeren van natuur in de stad

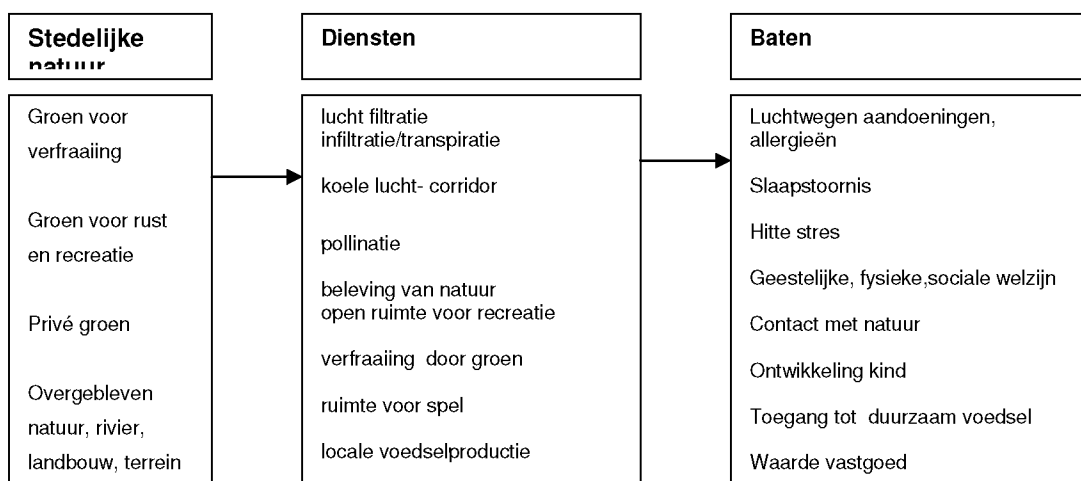
Natuur in de stad is zeer gevarieerd. Een opsomming van de verschillende stedelijke natuurtypes die ecosysteemdiensten leveren maakt duidelijk dat de schaalgrootte en de menselijke invloed van deze types zeer verschillend zijn.

Sommige natuurtypes zijn volledig door de mens aangelegd, maar functioneren gedeeltelijk als een ecosysteem en leveren vervolgens ESD voor de mens (vb. groendaken). Andere natuurtypes zijn semi/volledig natuurlijk (vb. rivieren, natuurgebieden). Op basis van de het eigendomsrecht delen we de stedelijke natuur op in openbaar groen en privé groen. Deze worden nog verder we volgende 4 huidige functie en groeperingen van natuur in de stad :

- **Openbaar groen:** stadsbos/park, begraafplaatsen, sportterreinen, kinderspeelplaatsen, straatbomen, berm, ecologische parking, plantsoen, rivier, zee, meer, braak liggend terrein, natuurreservaat
- **Privé groen:** Stadstuin, Groendaken, (School)moestuin/ (CSA)boerderij/volkstuin, gevelbeplanting, gecultiveerd land

3.2. Relaties tussen de natuur in de stad en de diensten en baten van deze natuur

Gebruikmakend van de stroomdiagram volgens Fischer (2008) worden de belangrijkste, ecosysteemdiensten en -baten van de verschillende 4 categorieën stedelijke natuur voorgesteld. Dit stroomdiagram geeft een eerste indruk van de diversiteit van diensten en baten waar natuur in een stad aan bijdraagt.



Figuur 3.1: Stroomdiagram van ecosysteemdiensten en baten van natuur in de stad

Door verder te gaan kijken naar de bijdrage van de verschillende types van natuur in de stad op de omgevingkwaliteit van de bewoners -en daardoor op hun algemeen welzijn- willen het belang van diversiteit van stedelijke natuur verduidelijken. Dit zal in twee stappen gebeuren. Eerst geven we een overzicht van de ESD die door de verschillende stedelijke natuurtypes geleverd worden. In de tweede stap worden de voordelen die deze diensten op verschillende vlakken van menselijk welzijn te werk stellen aangeduid en besproken.

3.3. Relatie: Natuur in de stad en ESD

Aan de hand van een matrix worden per stedelijk natuurtipe de ecosysteemdiensten opgelijst. Hier wordt de diversiteit aan stedelijke natuur weergegeven en wordt er aangeduid welke diensten er door deze stedelijke natuurtypes geleverd worden (aan/afwezig).

Tabel 3.1. De matrix geeft per stedelijke natuurtypes weer welke diensten (aangeduid in het groen) deze levert.

Ecosysteem diensten	lucht filtratie	infiltratie van regenwater/transpiratie	koele lucht-corridor	pollinatie	beleving van natuur: stilte, geur, natuurgeluid, biodiversiteit	open groen /blauwe ruimte voor recreatie	verfraaiing door groen/stimuleren de omgeving voor zachte mobiliteit	locale voedselproductie	sociale contacten
Openbaar Groen									
Stadsbos/ Stadspark									
Natuurreservaat									
Begraafplaatsen									
Rivier /zee/meer									
Sportterreinen									
Kinderspeelplaats									
Straatbomen									
Berm/plantsoen									
Privé groen									
Stadstuin, voortuin									
Gecultiveerd land									
Groendaken									
Gevelbeplanting									
(school) moestuin, lokale (CSA) boerderij, volkstuin									

De matrix toont aan dat verschillende voor verschillende diensten instaan en dat verschillende diensten door meerdere typen stedelijke natuur geleverd worden.

3.4. Relatie : ESD van de stedelijke natuur en baten

In een verdere stap gaan we de baten na die deze diensten aan de bewoners leveren. Aan de hand van een matrix geven we aan op welke aspecten van het menselijk welzijn de geleverd ESD een impact hebben. De matrix toont aan dat de ESD meerdere voordelen bieden voor de mens.

Tabel 3.2. De matrix geeft per stedelijke natuurtypes weer welke diensten (aangeduid in het groen) deze levert.

	Gezondheid: luchtwegen aandoeningen, allergieën, slaapstoornissen	Afname van hitte stress	geestelijke welzijn	fysieke welzijn	sociale welzijn/integratie	contact met natuur/ verwondering natuur/kennis opbouwen	ontwikkeling kind	consumeren van duurzaam voedsel	waarde vasigoed
lucht filtratie									
infiltratie van regenwater/transpiratie									
koele lucht- corridor									
pollinatie									
mogelijkheid tot beleving van natuur: stilte, geur, natuurgeluiden, biodiversiteit									
open groen /blauwe ruimte voor recreatie									
verfraaiing door groen/stimulerende omgeving voor zachte mobiliteit									
mogelijkheid tot sociale contacten									
mogelijkheid tot lokale voedselproductie									

Op welke manier en in welke mate deze diensten daadwerkelijk positieve gevolgen hebben op het welzijn van de stedeling wordt hier verder toegelicht. Dit doen we door op het niveau van de baten dieper op deze verbanden in te gaan.

3.5. Positieve impact van stedelijke natuur op de gezondheid

Luchtwegen aandoeningen, allergieën

Daar de lucht in Vlaamse steden tal van vervuilende stoffen bevat die afkomstig zijn van verkeer, industrie en huizenverwarming (Herzele, 2001) is dit voor de leefkwaliteit van de stedelingen een ernstig probleem. Fijn stof is de belangrijkste oorzaak voor het verlies aan gezonde levensjaren in Vlaanderen. In 2003 zou fijn stof hier voor het verlies van 25.000 levensjaren verantwoordelijk geweest zijn. (<http://www.mmk.be>). Parken en andere groene ruimten houden anderzijds stof en deeltjes vast en absorberen ook sommige van de gassen (Löfvenhaft 1993, in Herzele 2001). Zo werd berekend dat het gehalte van de lucht aan stof en deeltjes 200 – 1000 keer hoger is in een stad dan in een nabijgelegen bos. De dienst die bossen en parken op deze manier leveren aan de gezondheid van de bewoners is dus niet te onderschatten.

Slaapstoornissen

Nachtlawaaï heeft verschillende effecten op de nachtrust. Om te beginnen vertraagt het inslapen en verstoort het de slaapstructuur. Mensen die dagelijks met nachtlawaai worden geconfronteerd, kunnen hierdoor chronisch vermoeid raken. (Muzet, 2006).

Nachtlawaaï zet ook tijdens de slaap stresshormonen in werking die een impact hebben op ons cardiovasculair systeem. Zonder dat je het merkt, versnelt je hartslag. Mensen die chronisch

blootgesteld worden aan lawaai, hebben hierdoor een hoger risico op cardiovasculaire aandoeningen. (Muzet, 2006). De aanwezigheid van nachtstilte in een stad werkt positief op het slaapgedrag van de stedeling. De aanwezigheid van parken reduceren het nachtlawaai.

Hittestress

De lucht in een stad is ongeveer 5 % droger dan in het platteland en de temperatuur is ongeveer 0,5 – 1,5 graden hoger in grotere stedelijke gebieden (Grahm 1994, in Herzele 2001). Deze verhoogde temperaturen kan in de zomer voor hitte stress zorgen die verschillende negatieve gevolgen hebben, waaronder slaapstoornis, verlaagde activiteit, verlaagd concentratie etc. De aanwezigheid van parken en stadsbossen hebben een positieve werking op de luchtvochtigheid en de temperatuur door meer verdamping en meer doorstroom. Bomen verdampen per jaar honderden liters water die de warmte van de omringende lucht opnemen. Er treedt aldus een verschil op tussen de temperatuur en luchtvochtigheid tussen de lucht in de groene ruimte en de lucht in de bebouwde ruimte. Dit doet de lucht circuleren. Propere, koelere en vochtiger stofvrije lucht vloeit uit de groene ruimte terwijl de droge, warmere, stofferige lucht in het park vloeit. (Grahm 1986b, Richter 1981 in Herzele, 2001).

Dit effect is zelfs vast te stellen in ruimten van slechts 50 meter diameter. Alhoewel, om een beter zuiveringsresultaat te bereiken met een grotere luchtuitwisseling, zijn parken met een diameter van minstens 300 meter vereist. Deze laten een circulatiesysteem ontstaan dat de lucht redelijk effectief zuivert tot op 150 meter afstand van de grens van het park (Beitrag 1978, Gälzer 1980, Richter 1981, Grahm 1985, in Herzele, 2001).

Fysiek welzijn

In de afgelopen jaren is er aanzienlijk wetenschappelijk inzicht verkregen in het belang van groen voor lichamelijke en geestelijke gezondheid. Algemeen bekend is dat regelmatig bewegen en ontspannen gezond is. Lichaamsbeweging vermindert de kans op hart- en vaatziekten en heeft positieve effecten op de conditie, het ontwikkelen van lichamelijke vaardigheden, het opbouwen van reserves, weerstand, slaap en eetlust en het verbetert cognitieve functies zoals het geheugen en reactievermogen. (Jitta-Geertsma 1986 in Herzele 2001). Ook tegen overgewicht is beweging een goede preventie. Voor een land waar 49% van de mannen en 28% van de vrouwen lijdt aan overgewicht is dit niet onbelangrijk (Belgian Association for the Study of Obesity, 2010).

Uit onderzoek blijkt dat het toegankelijker en aantrekkelijker maken van open ruimte mensen aanzet regelmatig te bewegen (e.g. Giles-Corti et al. 2005). De aanwezigheid van bossen en parken, alsook de aantrekkelijkheid van de wegen daar naar toe hebben dus een positieve impact op het fysiek welzijn van de omwonenden.



Foto 3.1: Waar bomen staan is het aangenamer fietsen (bron: <http://nieuwsuitzuideramstel.web-log.nl>)

Ook klein groen, zoals bomen, plantsoenen, gevelbeplantingen heeft een impact op fysiek welzijn. Voor stedelingen maken deze kleine groenelementen het aantrekkelijker om zich per fiets of te voet te verplaatsen. In het ideale geval lopen de routes van fietser en de wandelaar door en langs groen en /of water (Hermy 2005). Een verminderd gebruik van gemotoriseerde voertuigen komt ook de luchtkwaliteit en de stilte ten goede.

Geestelijk welzijn

In de stad eisen verkeerslawaai, reclamepanelen, de mensenmassa voortdurend de aandacht op en dragen ertoe bij dat ons vermogen van concentratie uitgeput wordt. Dit kan leiden tot oververmoeidheid, geïrriteerdheid, te nemen van onnodige risico's, minder behulpzaam zijn... (Herzele, 2001)

Een groeiend aantal studies in het domein van de omgevingspsychologie en de geneeskunde brengen resultaten naar voor die wijzen op het weldoende effect van natuurlijke en parkomgevingen op mensen. Kaplan & Kaplan (1989) toonden aan dat geestelijk vermoeide mensen herstellen in bossen en parken. Dit werd reeds besproken in het hoofdstuk "groene ruimte voor recreatie".



Foto 3.2: Samen picknicken in het stadspark brengt mensen samen en werkt ontspannend.

Stadslawaai kan zeer stresserend zijn. Groen in de stad kan ook op dat vlak stressreducerend werken. Hoewel opgaande vegetatie langsheen wegen of andere hinderlijke geluidsbronnen slechts in zeer beperkte mate leidt tot een afname van het geluidsniveau, werkt opgaande vegetatie toch geluidsreducerend. Deze is eerder psychologische en komt overeen met het “out-of-sight-out-of-mind”-effect dat optreedt wanneer de bron van geluidshinder aan het zicht onttrokken wordt (Verheyden, 2008).

Ook tuinieren werkt positief op het geestelijk welzijn. Uit onderzoek blijkt dat volkstuinen tegemoet komen aan een effectieve behoefte aan groene ruimte van bepaalde bevolkingsgroepen. Voornamelijk in zeer dichtbevolkte wijken met weinig privaat én publiek groen is de behoefte het grootst. Statistisch onderzoek toont aan dat er een lineair verband is tussen de bevolkingsdichtheid van een wijk, de beschikbare oppervlakte aan volkstuinen en de druk op de wachtlijsten (Allaert et al. 2007)

Sociaal welzijn en integratie

Integratie vereist een zekere mate van respect voor het gedrag van anderen en dat respect kan pas ontstaan als men op zijn minst enige kennis heeft van het gedrag van anderen. Vrijtijdsbesteding in de openbare ruimte biedt daarbij een unieke gelegenheid tot het leren kennen en tot op zekere hoogte ook respecteren van het gedrag van anderen (vgl. Hajer & Halsema 1997, Gadet 1999, Jokövi 2001, in Herzele 2001). In de vrije tijd staan mensen meer open voor indrukken van buiten. Het meest gunstige zijn daarbij de vormen van vrijetijdsbesteding waarbij mensen enige tijd op dezelfde plek verblijven zoals bvb. luieren, balsport, picknicken. (Jokövi 2001 in Herzele 2001) en volkstuinen. De aanwezigheid van stadsparken, stadsbossen, sportterreinen en volkstuinen maken dit mogelijk.

Onder de volkstuiniers in Vlaanderen is het aandeel immigranten (of mensen met een migrantenafkomst) tussen de 6 % in West-Vlaanderen en 65% in Limburg. Uit onderzoek blijkt dat de dagelijkse relaties tussen volkstuinters sterk vergelijkbaar zijn met de informele relaties tussen burens. Dit type van sociale omgang wordt door sociologen getypeerd als ‘familiariteit’ en wordt gekenmerkt door een mix van vriendschappelijkheid en afstandelijkheid (Beyers, 2007).

Een aantrekkelijke ingerichte straat bepaalt de wandelvriendelijkheid (walkability) van de straat en buurt. Verfraaiing door Groen speelt hierbij een grote rol (De Vries, 2009 b). Veelvuldig wandelen in de buurt helpt buurtgenoten met elkaar vertrouwd te maken, tot op het niveau van elkaar in het voorbijgaan te groeten (‘meet & greet’). Dit maakt dat de wandelvriendelijkheid van een buurt een positieve impact heeft op de sociale samenhang (Leyden, 2003)

Een groter zichtbaarheid van mensen op straat werkt ook positief op het veiligheidsgevoel.

Contact met natuur/ verwondering natuur/kennis opbouwen

De aanwezigheid van natuur in de stad maakt contact met de natuur mogelijk. Bomen die in de lente in blad komen, het gezang van vogels zijn mogelijke waarnemingen van natuur in de stad. Nog sterkere natuurervaringen kan men opdoen in een natuurreservaat. Hier heeft men de mogelijkheid om leven in de natuur te beleven en kan op die manier de wonderen van de natuur ervaren. Hoe meer men echter weet over de complexiteit van de natuur hoe meer men deze ziet en kan bewonderen. Het beschikken over kennis is zeker een meerwaarde om nog meer van de natuur te kunnen genieten en

de biodiversiteit te beleven. Behalve literatuur zijn natuurgebieden ideale plaatsen om kennis over natuur te verruimen.

Door de aanwezigheid van bijzondere planten en dieren hebben natuurreservaten educatieve waarde. Deze kan benut door bijvoorbeeld het organiseren van schoolbezoeken, het inplanten van een informatiepunt waar buurtbewoners met vragen over natuur en milieu terecht kunnen.

Volkstuinen, schooltuinen en CSA-boerderijen, waar men al doende leert hoe planten groeien en bloeien hebben voor jong en oud een grote educatieve waarde, brengen de mens ook dicht bij de natuur en roepen verwondering voor de natuur op.

In de Acasia school in Gent, waar een educatieve, pedagogische tuin werd aangelegd, geeft de school aan dat deze tuin de kinderen inzicht geeft over het belang van het zorgvuldig beheer van de aarde en de wereldruimte, ze laat kennis maken met een verscheidenheid aan levensvormen en levenswijzen en deze leert te respecteren, ze bewustmaakt van jaargetijden en gezonde voeding (<http://www.gent.be/eCache/THE/1/386.cmVjPTQ1NDk4.html>)

Ontwikkeling van kinderen via ervaringen met natuur

In het hoofdstuk “Ecosysteemdienst “Groene ruimte voor recreatie” in Vlaanderen” werden de verschillende positieve gevolgen van natuurbeleving voor kinderen besproken. We zetten ze hier nog eens kort op een rijtje: natuurbeleving bevordert het creatief spel, stimuleert de interactie tussen kinderen en volwassenen, vermindert de symptomen van de aandachtstekort/hyperactiviteitstoornis (ADHD), bevordert de cognitieve ontwikkeling door het verbeteren van hun bewustzijn, redeneren en operationele vaardigheden, bevordert de motoriek, waaronder de coördinatie, het evenwicht en behendigheid, bevordert de ontwikkelen van een milieubewuste en –verantwoordelijke houding.

Diverse studies over gedrag en spel van kinderen (Clay 1971, 1972, in Herzele 2001) hebben aangetoond dat de speelplaatsen die door architecten werden ontworpen constant werden terzijde gelaten in het

voordeel van ongeplande omgevingen met natuurlijke elementen (braakterreintjes, stukjes ‘wild’), plaatsen waar kinderen hun eigen spelomgeving kunnen creëren (Van Herzele 2001). Daarom is de nabije aanwezigheid van een veilige plaats op te spelen voor kinderen belangrijker dan de inrichting ervan en kunnen braakliggende terreinen hiervoor goed gebruikt worden. Ook als preventie voor overgewicht is een groene woonomgeving belangrijk. Nederlands onderzoek (Vreke, 2007) toont een verband aan tussen de aanwezigheid van groen in de woonomgeving en obesitas en overgewicht van kinderen tussen 4-18 jaar. In groene wijken hadden 15.6 % van de kinderen overgewicht en in de wijken zonder groen lag dit percentage op 19.3 %. De relatie tussen groen en overgewicht was het sterks in de leeftijdsgroep 9-13 jaar. Ook de mogelijkheid om te voet of per fiets naar school te gaan heeft een impact op het gewicht van kinderen.

De vries (2009) benadrukt hiervoor dat verkeersveiligheid belangrijker is dan speelplaatsen. Door te voet of met de fiets naar school te gaan bewegen kinderen automatisch dagelijks. Uit haar onderzoek bleken kinderen uit wijken met veel oversteekplaatsen 3 tot 5 keer vaker naar school te stappen of te fietsen dan kinderen uit wijken met minder oversteekplaatsen. Ook de aanwezigheid van fietspaden, trottoirs, parkeerplaatsen en rotondes kunnen het beweeggedrag van stadskinderen bevorderen.

Toegang tot duurzaam voedsel

Volkstuinen kunnen worden beschouwd als een vorm van stadslandbouw. Het gaat daarbij om voedselproductie in en rond de stad, bestemd voor eigen gebruik en/of de bevoorrading van stadsgenoten. Naast het verkorten van de voedselproductieketen, draagt volkstuinderij bij tot het instandhouden van oudere genetische gewassen in de akkerbouw en de tuinbouw. (Allaert, 2007)

Voor vrouwen en jongeren zijn de belangrijkste motieven voor het houden van een volkstuin het kweken van biologische groenten en het ontspanningsaspect. Voor immigranten of mensen met een migrantenafkomst zijn de belangrijkste motieven voor het houden van een volkstuin enerzijds het kweken van cultuureigen groenten en anderzijds de drang naar buitenlucht. (Allaert, 2007)

Volkstuinen maken op die manier de toegang tot duurzaam en zelfgekozen fruit en groeten mogelijk en betaalbaar.

Ook CSA-boerderijen (Community Supported Agriculture) maakt het voor de stedelingen mogelijk om local gekweekt fruit en groenten te consumeren.

Deze boerderijen worden gekenmerkt worden door de volgende eigenschappen:

- Wederkerigheid en ondersteuning: burgers ondersteunen de boer financieel of op andere wijze en krijgen daar later pas iets voor terug.
- Openheid en eerlijkheid: de boer is open en informeert de burger over zijn bedrijfsvoering en productie (incl. boekhouding)
- (Actieve) betrokkenheid van consumenten: deelnemers helpen mee of zijn op zijn minst voor langere tijd betrokken bij het bedrijf

In Vlaanderen zijn momenteel twee CSA-boerderijen. Een is gelegen in de stadsrand van Leuven (Heverlee) en de andere in de stadrand van Gent. Volgens de boer van 'Het Open Veld' in Heverlee, Tom Troonbeeckx, (gesprek) heeft dit principe vooral succes bij stedelingen. Om op oogst-, verpakings- en transportkosten te besparen, voerde hij een zelfoogststelsel in. Dit heeft als positief gevolg dat de klanten meer contact hebben met het groeten en fruit die ze eten en op die manier de mogelijkheid hebben hierover bij te leren en daardoor meer respect te krijgen voor deze goederen en voor de landbouw. Ook voor kinderen is dit een boeiende en leerrijke en leuke activiteit. Dit maakt dat klanten graag met hun kinderen gaan oogsten en het ook als een onspannende uitstap zien. Op die manier draagt deze vorm van landbouw niet enkel bij op vlak van ecologisch voedsel productie, maar ook op educatie, sociaal, geestelijk en fysiek welzijn. Ook zeggen de klanten nu duidelijk meer groeten en fruit te eten dan vroeger (gesprek Tom Troonbeeckx)

Voor kinderen wordt dit ook bevestigd door Somerset (2008) en de Acaciaschool, die aantoonde dat het voedsel gedrag van kinderen positieve beïnvloed wordt als zij de mogelijkheid hebben via een moestuin, thuis of op school in contact te komen met de tuinbouw.



Foto 3.3: Opstarten van een schooltuin in het basisonderwijs.

Waarde vastgoed

Het groene karakter van de omgeving is een van de basiscriteria waarop mensen en bedrijven beslissen om te investeren (Herzele 2001). Groen en parken zijn dus een belangrijk element op het vlak van city-marketing. Bij de voorstelling van steden en gemeenten wordt steeds ruime aandacht geschonken aan wat kan worden aangeboden op het vlak van groen. Parken horen daar steeds bij (Van Langenhove & Hermy, 1996). Onderzoek in Nederland toont aan dat groen en open (binnen)water in de woonomgeving zeker een waardeverhogende effect heeft op de vastgoedprijs met circa 5%. En dat in het stedelijk gebied vooral het recreatief groen positief wordt gewaardeerd (Visser, 2006).

4. CONCLUSIE

Deze aanpak, waar gefocust wordt op de impact van de ESD op het menselijk welzijn, maakt het mogelijk naargelang de gewenste noden de beste invulling voor groen in een buurt in te zetten. Door ervoor te zorgen dat alle diensten die natuur aan de stedelingen kunnen bieden aanwezig zijn, zal de leefkwaliteit van de stad geoptimaliseerd worden. Door een overzicht te geven van de diverse invloeden van natuur in de stad op het welzijn van de bewoners willen we de noodzaak van stedelijke natuur benadrukken, alsook het belang van de keuze van het type stedelijke natuur beklemtonen. Deze aanpak kan verbeterd worden door ook kwantitatief de bijdrage van de verschillende stedelijke natuurtypen per ESD en op het niveau van de baten te bepalen.

5. LITERATUUR

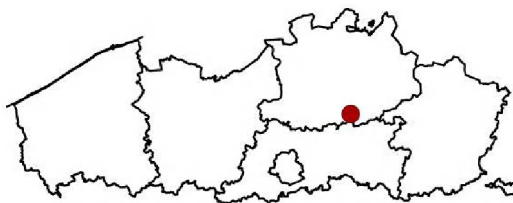
Allaert G., Leinfelder G. & Verhoestraete D. 2007. Toestandsbeschrijving van de volkstuinten in Vlaanderen vanuit een sociologische en ruimtelijke benadering." Brussel: Universiteit Gent - Afdeling Mobiliteit en Ruimtelijke Planning in opdracht van Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, 51 pag.

Aminal, 1993. Lange Termijnplanning Groenvoorziening. Brussel: Mens & Ruimte en de Vereniging voor Openbaar Groen (VVOG) in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap (AMINAL), 2 boekdelen, respectievelijk 65 en 235 pag.

- Beyers L., 2007 . Dagelijkse relaties en diversiteit in Vlaamse gepubliceerd in: Segers, Y. en Van Molle, L. (ed.) (2007). Volkstuinen. Een geschiedenis. Leuven.
- De Vries, S., 2009 a. 'Activity-friendly neighborhoods for children' proefschrift VU Amsterdam (TNO Kwaliteit van leven)
- De Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009 b. Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt rapport 91. 83 pag.
- Giles-Corti, B., Broomhall, M., Knuiiman, M., Collins, C., Douglas, K., Ng, K., Lange, A. and Donovan, R., 2005, 'Increasing Walking - How Important is Distance to Attractiveness and Size of Public Open Space?' American Journal of Preventive Medicine, 28, pp.169-76
- Grontmij, Bas Smets en Econection, 2009. Richtlijn voor het opmaken van een stedelijk groenplan, Harmonisch Park- en Groenbeheer (150 p), in opdracht van ANB
- Hassink J., Assink J., & Kieft E., 2004. Noem het maar gewoon 'medicijn'. De betekenis van wijktuinen voor het welbevinden van stadsbewoners in Amsterdam. Verkennend onderzoek. Wageningen: NIDO en Plant Research International B.V., 35 pag.
- Hermly M., Schaulvliege M. & Tijskens G., 2005. Groenbeheer, een verhaal met een toekomst , Berchem: Velt in samenwerking met Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – Afdeling Bos & Groen, 576 pag.
- <http://www.gent.be/eCache/THE/1/386.cmVjPTQ1NDk4.html>
- <http://www.mmk.be>
- <http://www.hetopenveld.be>
- Leyden K., 2003. Social capital and the built environment; the importance of walkable neighborhoods. American Journal of Public Health, 93 (9): 1546-1551.
- Muzet A. , 2006. Bruit et sommeil. Répercussions sur la santé, MEDECINE/SCIENCES 2006 , 22 : 973-7, SYNTHÈSE REVUES, M/S n° 11, vol. 22.
- Nuyts E. & Zwerts E., 2003. De invloed van stedelijkheid op de mobiliteit en de daarbij horende emissies, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2003/06, Provinciale Hogeschool Limburg.
- Somerset, S. & Markwell, K, 2007. Impact of a school-based food garden on attitudes and identification skills regarding vegetables and fruit: a 12-month intervention trial, Public Health Nutrition: 12(2), 214–221
- Van Herzele A. (2001): Groen op het Spoor: Visie op een groene invulling van het Spoorwegemplacement Antwerpen-Noord, in: Consensusnota: Het grootstedenbeleid van de federale regering. Spoorwegemplacement en Omgeving, Oktober 2000, Antwerpen.
- Van Herzele A., Wiedemann T., De Clercq E., 2004. Monitor voor bereikbaar en aantrekkelijk groen in steden. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, Brussel
- Verheyden, W., 2008. Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen(Augustus 2008)
- Katholieke Hogeschool der Kempen – Geel Departement Industriële en Biowetenschappen Master in de Biowetenschappen – Natuur & Milieu
- Woestenburg M., 2007. Groen in de stad: wat wil de burger. Tijdschrift Architectuur & Stedebouw, jaargang 24 nr. 8, 4 pag.
- Van Langenhove G. & Hermly M., 1996. De schermfunctie van bossen: mogelijkheden die bossen en bomenrijen bieden ter bescherming van het leefmilieu in Vlaanderen. 120 pp.
- Vreke J., Donders J.L., Langers F., Salverda I.E. & Veeneklaas F.R., 2006. Potenties van groen! De invloed van groen in en om de stad op overgewicht bij kinderen en op het binden van huishoudens met midden- en hoge inkomens aan de stad. Alterra-rapport 1356. Wageningen: Alterra.

Hoofdstuk IV. SIGMA Grote Nete

Sander Jacobs, Bram Van Ballaer, Jan Staes (UA-ECOBE)



6. PROJECTBESCHRIJVING

De Vlaamse Regering besliste op 17/12/2004 dat voor het Sigmaplan een meest optimale combinatie moest worden gevonden voor de drie pijlers Schelde-estuarium; toegankelijkheid, veiligheid en natuurlijkheid (BVR, 17/12/2004). Op basis van enerzijds het oorspronkelijke Sigmaplan, geoptimaliseerd m.b.t. de veiligheidseis, en anderzijds de lijst met wenselijke natuurontwikkelingsprojecten werd één finaal geoptimaliseerd alternatief opgesteld dat het best voldeed aan de verschillende eisen en wensen: het Meest Wenselijk Alternatief (MWA) (Couderé et al. 2005). In het MWA werd de vallei van de Grote Nete, als recent overstromingsgebied (ROG 2005), opgenomen in het kader van het Sigmaplan "veiligheid". De afbakening van het MWA komt niet volledig overeen met de begrenzing van de ROG-zone Grote Nete. Het deelgebied van de vallei van de Grote Nete in het MWA omvat een totale oppervlakte van 1333 ha (Couderé et al. 2005).

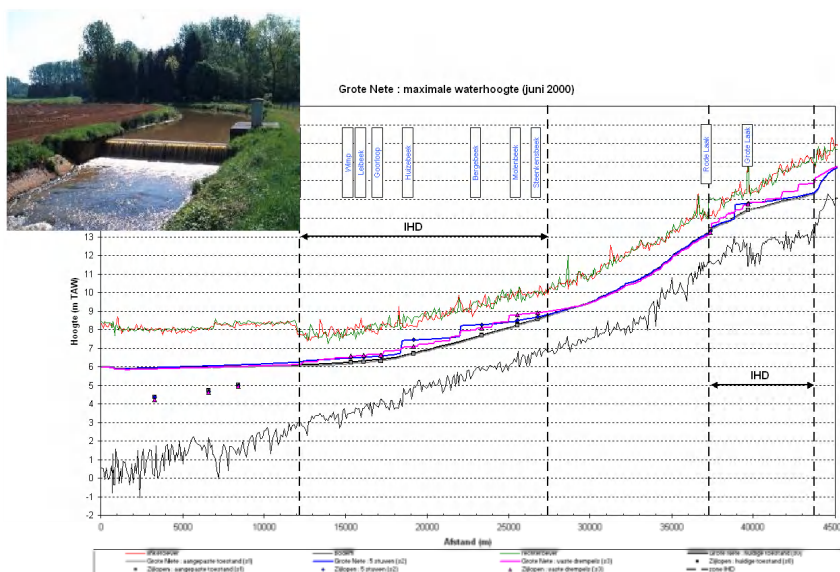
Dit voorbeeldproject werd gekozen omwille van het uitgesproken rivierkarakter, dat in de andere voorbeelden minder aan bod komt, en het feit dat ingrepen in de rivier directe invloed hebben op zowel de hele vallei als op benedenstroomse gebieden. Daarnaast wordt op een groot aantal percelen één ecosysteemdienst (primaire productie landbouw) verruild voor meerdere anderen, en is het interessant deze trade-off te illustreren. De bekkenschaal waarop deze ingrepen effect hebben en de relatieve grootschaligheid van het project maken het een ideaal voorbeeldproject.

In deze beschrijving wordt het gebied fysisch afgebakend als het potentieel overstroombare gebied (POG) in de vallei van de Grote Nete, en stroomop- en afwaarts begrensd door de SIGMA-projectgebieden.

In dit stuk van de Grote Nete zijn momenteel geen grote investeringen te verantwoorden om het reeds lage overstromingsrisico nog meer te drukken. Dezelfde veiligheid kan er zelfs gegarandeerd worden aan een lagere kost, door het aanleggen van lokale beschermingsdijken om dorpskernen te beschermen. De bestaande dijken langs de rivier hoeven dan niet meer onderhouden te worden. Voor wat de Grote Nete tussen Itegem (Hellebrug) en Geel betreft moet de oplossing dus gezocht worden in een (kostenbesparende) herinrichting die erin bestaat de vallei grotendeels terug te geven aan de rivier door de rivierdijken door te steken en/of niet langer te onderhouden. Het is duidelijk dat dit deelgebied dus een belangrijke bijdrage zal leveren voor de veiligheid door de natuurlijke overstromingsdynamiek opnieuw mogelijk te maken en zo het waterbergend vermogen te vergroten. Tegenwoordig is de Grote Nete echter zo diep ingesneden dat de natuurlijke (jaarlijkse) overstromingsdynamiek verloren is gegaan. De historische ruimingswerken hebben een harde

zandsteenlaag doorbroken, waardoor de bedding zich dieper heeft ingesleten in de zachtere laag daaronder.

Vanuit ecologisch standpunt, maar ook omwille van de berging van oppervlaktewater in het valleigebied kan het aangewezen zijn om het waterpeil in dit deel van de Grote Nete opnieuw omhoog te brengen (vb. verhogen bedding, meandering, ...). Deze ingreep werd modelmatig voorgesteld als een reeks van 24 vaste stuwen op de Grote Nete, maar kan ook worden bekomen door het ophogen van de rivierbodem. Daarnaast worden flankerende maatregelen voorzien om de impact op landbouw te minimaliseren en de recreatieve waarde te verhogen.



Figuur 4.2: Gemodelleerde waterpeilen in de Nete na installatie stuwen.

7. INVENTARISATIE ECOSYSTEEDIENSTEN EN IMPACT VAN GEPLANDE MAATREGELEN IN HET PROJECTGEBIED

De vallei van de Grote Nete staat in voor een groot aantal ecosysteemdiensten, daar het gaat over een groot projectgebied met diverse habitats langsheen de valleigradiënt. Hieronder worden de meest prominente diensten besproken. Telkens wordt hierbij vermeld hoe de maatregelen welke in dit project worden genomen de betreffende ecosysteemdienst zullen beïnvloeden.

7.1. Functioneren hydrologische systemen

Opvallend is dat de meest ondiepe grondwatertafels meestal niet vlakbij de rivier worden aangetroffen, maar iets verder in de vallei. Dit geeft aan dat de rivier vermoedelijk een sterke drainerende werking uitoefent op de vallei. Door verdieping en verbreding van de Nete in de loop der decennia is de bedding dieper komen te liggen en is de afvoercapaciteit toegenomen (Baten en Huybrechts, 2002; 2003). De grondwatertafel in de nabijgelegen vallei is dan ook drastisch gedaald in deze periode. Dit resulteert in zeer lage waterpeilen (tov maaiveld) in het valleigebied gedurende droogweeperioden. Dit resulteert vervolgens in zeer lage grondwaterstanden in de vallei aangezien het grondwaterpeil nauw gelinkt is aan dit waterpeil. Het meest kritisch zijn de te grote grondwaterdieptes gedurende de zomerperiode.

In het kader van de scenarioanalyse van het Rupelbekken is het hydraulische gedrag van de Grote Nete bestudeerd aan de hand van een hydrodynamisch model. Er zijn simulaties uitgevoerd voor verschillende herhalingstijden in de huidige toestand en in een aangepaste toestand waarbij de potentiële overstromingsgebieden (POG) langs de Grote Nete tussen Oosterlo en de Hellebrug ingericht zijn als overstromingsgebied. De resultaten van de berekeningen geven aan dat er geen frequent optredende overstromingen gesimuleerd worden langs de Grote Nete in de huidige toestand. Echter, er is weinig of geen mogelijkheid tot het bergen van bovenstroomse wassen, wat verder stroomafwaarts voor een verhoogd risico kan zorgen. Zeker wanneer een periode van hevige regenval gepaard gaat met een stormtij kan de afvoer van grote hoeveelheden water naar de rupel (cluster dijlemonding-zenne-nete) hier het risico sterk verhogen.

In de resultaten van de aangepaste toestand worden geen belangrijke bijkomende overstromingen gesimuleerd bij lage herhalingstijden. Dit houdt verband met de diepe insnijding van de Grote Nete in de vallei. Benedenstrooms worden echter overstromingen vermeden door het extra bergen van water in de overstromingsgebieden tijdens piekafvoer.

7.2. Primaire productie – landbouw

Het gebied bestaat ongeveer voor de helft uit landbouwgebied. Deze landbouwgronden bevinden zich overwegend tegen de valleirand aan op de droogste delen. Het relatieve belang van deze gebieden voor de lokale landbouwers werd onderzocht in een Landbouw Effecten Rapport. Hierbij werden de landbouwers die actief zijn binnen het MWA bevestigd over hun toekomst, belang van de betrokken percelen en interesse in beheersovereenkomsten. Deze studie geeft een beeld van de mogelijke impact van de natuurinrichting op de aanwezige landbouwbedrijven. Deze gegevens werden gebruikt om de definitieve keuze voor het natuurinrichtingsgebied lokaal bij te sturen. Het voorstel voor IHD-invulling is getoetst aan de resultaten van de LER. In eerste instantie wordt daarbij gekeken naar die landbouwbedrijven waarvoor VLM voorstelt om deze uit te sluiten uit het projectgebied (grote impact en grootste impact; zie kaart 18 LER (VLM, 2007)). In totaal gaat het om 14 verschillende landbouwbedrijven. Dit betekent niet dat er geen impact is op andere landbouwbedrijven, maar deze impact kan waarschijnlijk via andere maatregelen van het flankerend beleid op voldoende wijze gemilderd worden (aankoop in der minne, grenscorrecties, fasering, grondenbank en inschakelen in agrarisch medegebruik). Voor de belangrijkste knelpunten, waar huiskavels overlappen met de voorgestelde afbakening, is een voorstel tot oplossing uitgewerkt.

Ondanks deze maatregelen, die focussen op het milderen van individuele verliezen, gaan de ecosysteemwinsten van landbouw in dit project achteruit.

7.3. Primaire productie – bosbouw

Het gebied omvat vrij veel bosgebied, overwegend in de middenste zone, maar ook verspreid doorheen het hele projectgebied. Aangezien 663 ha open habitat nodig is voor de te behalen doelstellingen stelt dit mogelijk een probleem.

Bij de gebiedsselectie zal getracht worden om de bosrijke zones te vrijwaren. De aanwezigheid van belangrijke oppervlaktes bos blijft nog steeds een knelpunt voor de realisatie op het terrein

(Piesschaert & Van Ryckegem, 2007; Van Ballaer & Meire, 2007). In deze analyse kan er in het stroomopwaartse gedeelte echter wel in beperkte mate geschoven worden met de definitieve keuze van het inrichtingsgebied, aangezien de vernatting hier beperkt zal zijn. Op die manier worden de bossen als een extra verbinding gebruikt tussen de verschillende inrichtingszones.

7.4. Opslag van koolstof

In de bosrijke vallei is heel wat koolstof opgeslagen. Dit hangt samen met de ouderdom van de betreffende bossen. In de akkerbodems is slechts weinig koolstof opgeslagen. Permanente graslanden slaan -in mindere mate dan bos- koolstof op, maar de termijn waarop deze koolstof wordt vastgehouden is korter. In alluviale bodems wordt echter over het algemeen meer koolstof opgeslagen. De verhoogde drainage van het gebied en de intensifiëring van de landbouw heeft waarschijnlijk eerder koolstof vrijgemaakt uit de bodem.

7.5. Cyclering van N en P

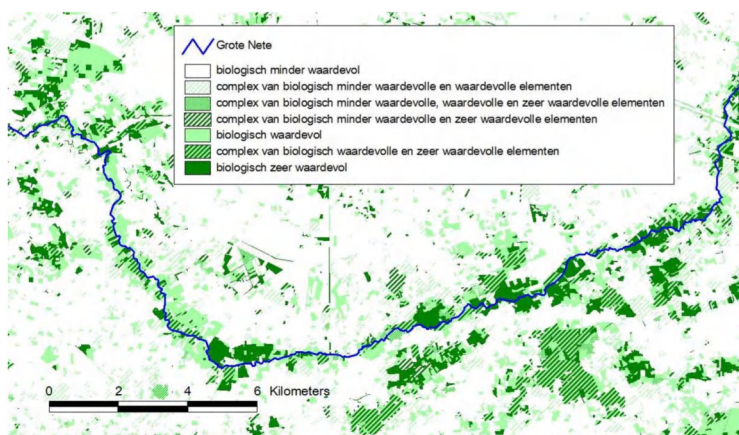
Vele habitats in het projectgebied vervullen reeds een rol in het verlagen van de flux van nutriënten naar de rivier. De aanwezige akkers vervullen deze rol niet en zorgen waarschijnlijk voor een extra flux naar de rivier. Daarbij komt dat de verbinding tussen het aquatische en terrestrische systeem verre van optimaal is (smalle of ontbrekende oeverzones, geen overstromingsgebieden). Ook de diepe insnijding van de bedding en de daaruit volgende diepere drainage en verdroging van de valleibodem verlaagt de potentiële zuiverende werking van de valleihabitats.

Vernatting van de vallei zal het aantal habitats met een hoge potentiële N- en P- cyclering doen toenemen, terwijl de geplande maatregelen inspelen op de betere verbinding tussen het terrestrische en aquatische ecosysteem in deze vallei. Overstromingen, maar ook het ontwikkelen (direct of op termijn) van oeverzones zullen deze ecosysteemwinst maximaliseren. De input van N en P in de vallei blijft - afgezien van de verdwenen akkerbouw - immers gelijk.

7.6. Biodiversiteit

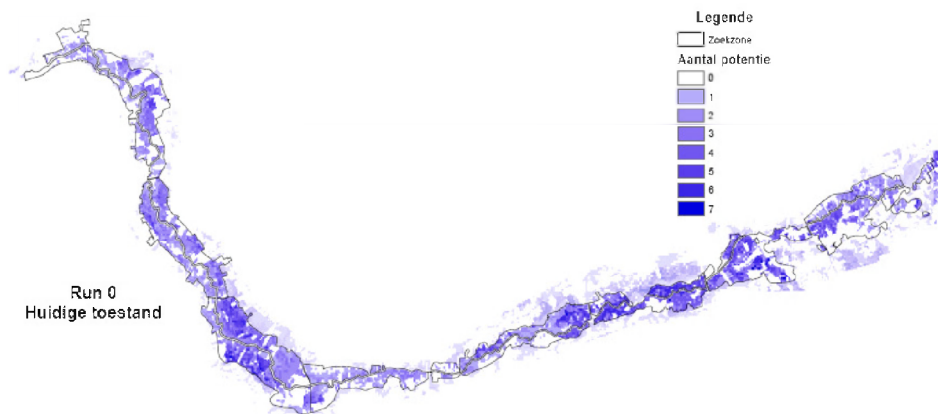
Over de ecologische waarde van dit gebied nu en in het verleden zijn reeds diverse studies uitgevoerd. Recent nog werd een landschapsecologische studie uitgevoerd (Fourneau et al. 2007) en ook door het Instituut voor Natuurbehoud werden gerichte studies uitgevoerd in het kader van ecologische herstel over grondwater, meandering en historische graslanden (Baten en Huybrechts, 2002 en 2003; Baten et al. 2002).

Om een globaal beeld te krijgen van de huidige ecologische waarde van de vallei van de Grote Nete kan men gebruik maken van de Biologische Waarderingskaart (Fig. 4.3), die duidelijk een biologisch waardevolle corridor weergeeft doorheen een ecologisch versnipperd landschap.



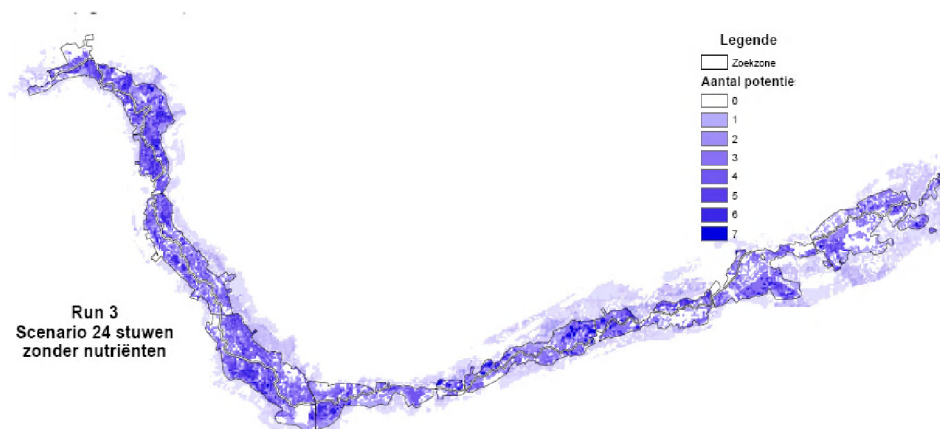
Figuur 4.3: Biologische waarderingskaart (versie 2.1) voor de vallei van de Grote Nete

In het kader van afbakening van 850 ha hoogwaardige te ontwikkelen natuur werd echter niet zozeer gekeken naar de huidige ecologische toestand van het valleigebied, dan wel naar de potenties die aanwezig zijn. Op basis van de hierboven aangehaalde studies blijkt immers dat een aanzienlijk deel van de vroegere ecologische waarden op dit moment verdwenen of sterk versnipperd zijn. Onder meer de mogelijkheden voor de vallei-inrichting in het kader van het Sigmaphan bieden kansen om ook in de verdroogde valleigronden opnieuw de wetlandvegetaties te herstellen, waardoor een potentiebenadering in deze studie aangewezen is. De potentieberekening maakt gebruik van NICHE Vlaanderen, een aangepaste versie van NICHE die in Nederland door KIWA werd ontwikkeld. Dit model berekent de potenties voor 28 vegetatietypen die van belang zijn voor de te realiseren habitats in de vallei van de Grote Nete.



Figuur 4.4: Aantal berekende potentiële IHD-vegetatietypen per grid onder de huidige situatie

Door het verhogen van de waterpeilen verhogen deze potenties aanzienlijk (Fig. 4.4 vs. Fig. 4.5), terwijl ook veranderingen in landgebruik en beheer duidelijk gericht zijn op het verhogen van biodiversiteit. Afhankelijk van de vraag naar de geleverde diensten worden de hiermee gelinkte ecosysteemwinsten mee gemaximaliseerd.



Figuur 4.5: Aantal berekende potentiële IHD-vegetatietypen per grid bij het uitvoeringsscenario

Voorbeeld: ecosysteemdienst “groene ruimte voor recreatie”

Begin 2000 hebben de afdeling Natuur van AMINAL (nu ANB) en Toerisme Provincie Antwerpen (TPA) in overleg met de betrokken gemeenten een onderzoek gevoerd naar de mogelijkheden voor een fiets- en wandelpadennetwerk doorheen de vallei van de Grote Nete. Dit leidde in 2003 tot een consensustracé, dat in 2008 nogmaals door de betrokken gemeenten bevestigd werd (met uitzondering van Westerlo). In overleg met TPA is nagegaan op welke manier dit consensustracé in het inrichtingsplan geïntegreerd kan worden. Op sommige plaatsen volgt het tracé de dijk van de Grote Nete, waar de dijk omwille van veiligheidsredenen behouden moet worden. Op andere plaatsen is het tracé buiten de contouren van het MWeA gelegen. Binnen het plattelandproject worden zowel mountainbike-, fiets- als wandelpaden voorzien. De mountainbikepaden liggen buiten het MWeA. Het wandelnetwerk overlapt met het gebied Zammelsbroek. Het fietsnetwerk is nog in opmaak. De bijkomende ontsluiting van het gebied en de aanwezigheid van meer natuurschoon zal routegebonden recreatie maximaliseren.

Zones voor verblijfsrecreatie komen vooral voor in het centrale deel van de vallei, waar geen IHD's voorzien worden. Zoals eerder al aangehaald liggen een aantal van deze zones voor verblijfsrecreatie in gebied waar bijkomende buffering voor Netewater voorzien wordt. Deze zones zijn ook meegenomen in het onderzoek van de provincie Antwerpen. Volgens de beleidsnota van minister Dirk Van Mechelen is de provincie bevoegd voor het uitwerken van een beleid voor de clusters weekendverblijven. Daarbij is het de bedoeling om een visie uit te werken, een ruimtelijke afweging te maken en ontwikkelingsperspectieven voor te stellen voor de clusters weekendverblijven. Verschillende clusters weekendverblijven overlappen met het MWeA aangeduid. Enerzijds kan de erkenning van weekendverblijven in de buurt van het projectgebied leiden tot een toename van de waarde van verblijfsrecreatie. Anderzijds kan het weren van weekendhuisjes uit het projectgebied zelf een daling in deze ecosysteemwinst tot gevolg hebben.

Eén visclub is gelegen binnen de meest opwaardtse zone voor het realiseren van de IHD.

Een aantal andere visclubs liggen buiten de zones voor IHD, maar binnen de zone die in aanmerking komt voor waterberging. Het verbeteren van de habitatkwaliteit en de connectiviteit in de netevallei kan echter positieve gevolgen hebben voor hengelse recreatie die plaatsvindt op publieke wateren.



Figuur 4.6: Vormen van recreatie die binnen de streefbeeld van de Grote Nete mogelijk worden (met uitzondering van wagen) (beeld Skjern, DK)

8. CONCLUSIES

De inrichting van de Grote Nete is gefocust op het voorzien van bescherming tegen overstromingen in gebieden benedenstrooms (cluster Dijle-Rupel- Nete), op het herstellen van Europees beschermde habitats, het voorzien van leefgebied voor Europees beschermde soorten en het bijdrage tot een verbeterde nutriëntenhuishouding in het estuarium. De verwachte impact van dit project op deze doelen zit vervat in het maximaliseren van de ecosysteemdiensten 'energiedissipatie', 'biodiversiteit' en 'cyclering nutriënten in het estuarium'.

Door dergelijke grootschalige ingrepen worden echter een hele reeks andere ecosysteemdiensten mee beïnvloed, zowel negatief als positief (Tab. 4.1). De toegevoegde waarde van de gemaximaliseerde ecosysteemdiensten is niet expliciet meegerekend in het project, maar dit zou een grote meerwaarde bieden naar communicatie en verantwoording van het beleid. Wel is het opmerkelijk dat de belangrijkste verliezen, namelijk de landbouwverliezen, worden geëvalueerd en gemilderd, zodat de waarde van het projectgebied niet wordt gedragen door individuele landbouwers, maar wordt gespreid. Ook de verliezen voor bosbouw worden zoveel mogelijk in rekening gebracht. Daarnaast wordt expliciet vermeld dat overstromingsgebieden bescherming bieden voor benedenstroomse gebieden.

Tabel 4.1: Effecten van de geplande maatregelen op de aanwezige ecosysteemdiensten.

INTERMEDIATE SERVICE	FINAL SERVICE	EFFECT
Functioneren hydrologische systemen	Waterretentie en -berging	+++
	Vermijden erosie, verzilting & droogteschade	
Cyclering van nutriënten in het estuarium	Vermijden eutrofiëring Noordzee	+++
Opslag van koolstof in ecosystemen	Verminderen broeikas-effect	+++
Cyclering van stikstof en fosfor in ecosystemen	Zuiveren grond- en oppervlaktewater	+++
Primaire productie	Groei gewassen	---
	Groei hout	+/-

Biodiversiteit	Aanwezigheid groene ruimte	+++
	Natuurlijke pestcontrole	+/-
	Natuurlijke pollinatie	+/-
	Kraamkamerfunctie	+++
Energiedissipatie door natuurlijke structuren	Vermijden overstroming	+++
Beïnvloeden geluid door natuurlijke structuren	Aanwezigheid stilte en natuurgeluiden	+++
Adsorptie pollutanten door natuurlijke structuren	Zuiveren lucht	++

In het projectgebied SIGMA Grote Nete staan een hele reeks grote ingrepen gepland. Naast deze nauwkeurige plannen, zijn er ook modellen beschikbaar waarmee ruimtelijk expliciet de impact van deze ingrepen op vegetatie, waterhuishouding, overstromingsrisico,... worden voorspeld. Dit voorbeeldproject biedt dus mogelijkheden voor een diepgaandere kwantificatie van de ecosysteemdiensten en het testen van de ecosysteemdienst-benadering voor het verantwoorden van beleidskeuzes. In het gebied SIGMA-Grote Nete worden de investeringen ('verliezen') gespreid, en wordt uitgegaan van lokale maatregelen om diensten op lokale, regionale (bescherming tegen overstromingen benedenstrooms, cyclering van nutriënten in het estuarium) en globale (koolstofsequestratie) schaal te genereren.

9. LITERATUUR

Baten, I. en Huybrechts, W. (2002). De historische bedding van de bevaarbare Nete. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, 2002(2). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel : Belgium. 55 pp.

Baten, I. en Huybrechts, W. (2003). Het grondwater in de vallei van de bevaarbare Nete. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, 2003(4). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel : Belgium. 59 pp.

BVR, 17/12/2004. Goedkeuring Langetermijnvisie voor Schelde-estuarium. Kris Peeters Vlaamse minister van Openbare Werken, Energie, Leefmilieu en Natuur.

Couderé et al. 2005. Geactualiseerd sigmaplan voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde: synthesesnota. NV Waterwegen en Zeekanaal, 74pp.

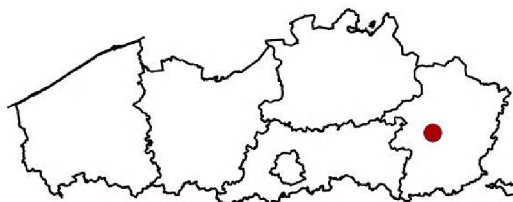
Fourneau, J., Van Ballaer, B. en Meire, P., 2007. Landschapsecologisch en ecohydrologisch onderzoek ten behoeve van de uitwerking van een ecosysteemvisie van Grote en Kleine Nete in het kader van de actualisatie van het SIGMAPLAN. Deel I: Landschapsecologisch en ecohydrologisch onderzoek van Grote en Kleine Nete. Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer ECOBE 07-R99.

Piesschaert, F. & Van Ryckegem, G., 2007. Bosbalans binnen de IHD-Z gebieden. Advies INBO.A.2007.62.

Van Ballaer, B. en Meire, P., 2007. Landschapsecologisch en ecohydrologisch onderzoek ten behoeve van de uitwerking van een ecosysteemvisie van Grote en Kleine Nete in het kader van de actualisatie van het SIGMAPLAN. Deel III: Resultaten van de vegetatiemodellerings voor het bepalen van de potenties binnen de vallei van de Grote Nete. Notitie Ecobe 07-N39.

Hoofdstuk V. De Wijers

Anik Schneiders, Toon Van Daele, Bruno De Vos, Suzanna Lettens (INBO)



1. GEBIEDSBESCHRIJVING

“De Wijers” is een waterrijk gebied van ca 25 000 ha gesitueerd in de provincie Limburg. Het is een ecohydrologische eenheid die zich uitstrekt van de rand van het Kempisch plateau tot aan de Demervallei. Op het plateau situeert zich de waterscheidingslijn van het Schelde- en Maasbekken. Het is een belangrijk infiltratiegebied waar diverse beken ontspringen die vervolgens in zuidwestelijke richting stromen. Het grote verval en het aansnijden van de watervoerende lagen maakte het gebied stroomafwaarts bijzonder geschikt voor een trapsgewijze aanleg van grote vijvercomplexen in een netwerk met het bekenpatroon. Meer dan 1000 vijvers met een gezamenlijke oppervlakte groter dan 700 ha zorgen samen voor een grote waterberging, gekoppeld aan heel wat ESD. Tenslotte monden de beken via een brede vallei uit in de Demer. Daar bevindt zich het Schulensmeer met, naargelang de watertoevoer, een oppervlakte van 90 tot 150 ha. Dit wachtbekken werd aangelegd voor de waterbeheersing van de Demer.

Van infiltratie- tot valleigebied situeren zich diverse landschappen met een grote cultuurhistorische waarde en een hoge biodiversiteit in termen van soorten en habitats gekoppeld aan een hoog percentage aan Natura 2000-gebieden. Heide en bossen wisselen af met vijvercomplexen, moerassen en beekvalleien. Maar ook het aandeel aan bebouwing en industrie is relatief groot (zie Fig. 5.3) en speelt een belangrijke rol in de toekomstige evolutie van het gebied.

De grote landschappelijke eenheid, de hoge natuurwaarde in relatie tot de relatief hoge druk vanuit bebouwing en de talrijke projecten binnen de regio hebben ervoor gezorgd dat er voor “de Wijers” een Masterplan is opgestart waarin alle initiatieven, projecten en processen gebundeld en zoveel mogelijk op elkaar afgestemd worden. De aanvang van een dergelijk grootschalig project maakt “de Wijers” een interessant studiegebied. Het vertalen van veranderingen en keuzemogelijkheden in een groot gebied in termen van ESD helpen om het draagvlak voor die keuzen te vergroten.

Motivatie van de keuze voor dit voorbeeldproject

De combinatie van het concept van ecosysteemdiensten en scenario's (afwegen van alternatieven) heeft zeker op regionale schaal al geleid tot interessante en vernieuwende voorbeelden van landschapsplanning (Corck & Proctor 2005). Het concept van scenario's dient vooral om het toekomstgericht denken bij alle betrokkenen te vergroten (Corck & Proctor 2005, Dumortier et al. 2009). De combinatie van beide instrumenten leidt tot een proces van “co-learning” tussen wetenschappers en belanghebbenden en zorgt voor de noodzakelijke kennis en inzichten om tot

duurzame en aanvaardbare oplossingen voor veranderingen in landgebruik te komen (Corck & Proctor 2005).

“De Wijers” lijkt in veel opzichten een geschikt gebied om beide concepten in een proces van co-learning gecombineerd toe te passen. Vermits het project pas gestart is, zal de aandacht hier in eerste instantie gaan naar de inbreng van ESD in een globale gebiedsanalyse (basisinventarisatie projectgebied). Maar ook in een latere fase (communicatie met de belanghebbenden, afwegen van beheerscenario's in de ontwerpfase, evalueren van projecten in de projectevaluatiefase, doorrekenen van effecten van beheer in de beheer- en nazorgfase,...) zou de vertaalslag naar ESD kunnen helpen om keuzen te maken en het draagvlak te verbreden.

Dit hoofdstuk toont in eerste instantie een aantal mogelijkheden om ESD zichtbaar te maken, zodat er beter over gecommuniceerd kan worden. Deze analyse staat los van het eigenlijke Masterplan. Parallel met deze rapportering worden een aantal workshops opgestart om het proces van “co-learning” op te starten.

Criteria die de keuze van het studiegebied bepalen

Waarom is “de Wijers” in deze studie geselecteerd als voorbeeldgebied om methoden voor ESD voor te stellen?

- Grootte van het gebied: Het gebied is voldoende groot en vormt een landschappelijke eenheid. Op dat schaalniveau worden naast veranderingen in beheer ook grootschalige veranderingen in landgebruik verwacht. De “trade-offs” van landgebruik en de veranderingen van ESD die daarmee samenhangen staan centraal.
- Koppeling met lopende projecten: In het gebied van “de Wijers” worden diverse projecten gecombineerd. Zowel voor het bereiken van natuurdoelen, als voor het uitwerken van een toeristisch plan en een economisch netwerk lopen er parallele planningsprocessen binnen hetzelfde gebied, die elk vanuit hun invalshoek streven naar een “integrale” benadering. Bovendien wordt er gestart met een Masterplan, waarbij een eerste gebiedsanalyse duidelijk moet maken waar de te verwachten keuzen/conflicten zich situeren. ESD kan in heel dit complex proces helpen om keuzes te maken.
- Biodiversiteitswaarde van het gebied: het gebied heeft een zeer grote biodiversiteitswaarde met een groot aanbod aan voedselarme tot voedselrijke waterrijke biotopen. Het gebied is ook van essentieel belang voor de instandhouding van habitats en soorten op Vlaams niveau. Het realiseren van natuurdoelen gekoppeld aan voedselarme natuurtypen in combinatie met een aantal ESD, die eerder aan voedselrijkere natuurtypen gekoppeld zijn, is een belangrijke uitdaging. Dit maakt het zeer verschillend van de andere proefgebieden.
- Ex-ante analyse: in de andere proefgebieden worden reeds uitgevoerde of reeds geplande maatregelen getoetst op hun meerwaarde voor ESD. In dit plan moeten de scenario's nog opgemaakt worden en zijn de keuzen nog niet gemaakt Dit maakt het mogelijk om op voorhand – via de insteek van ESD – de keuzen voor te bereiden.
- Scenario's natuurverkenning: De analyse van de natuurverkenning 2030 toont een aantal mogelijk trends van verandering in landgebruik op schaal Vlaanderen. Toegepast op “de

Wijers” levert dit een aantal mogelijke kijkvensters voor de toekomst. Dit toont waar grote veranderingen in landgebruik verwacht kunnen worden en helpt om met alle betrokkenen na te denken over toekomstperspectieven. Om de resultaten neer te schalen specifiek voor het gebied van “de Wijers” is meer gedetailleerde gebiedskennis nodig. De methoden, de kaarten en de resultaten van dit rapport zijn dan ook eerder illustratief en tonen vooral een aantal mogelijkheden om ESD in te zetten.

- Co-learning: Elke betrokkene heeft andere objectieven, percepties en verwachtingen en ook eigen kennis en inzichten. ESD kan een co-learning op gang brengen die tot nieuwe inzichten en aanvaardbare oplossingen leidt.

Korte beschrijving van de ingrepen

Bij de start van het Masterproject zijn de ingrepen nog niet uitgeschreven. Wel kunnen de scenario's van de natuurverkenning gebruikt worden om mogelijke trends in landgebruik te schetsen tegen 2030 en daarmee helpen om methoden uit te testen en een discussie over een toekomstvisie op gang te brengen. De Natuurverkenning 2030 beschrijft de mogelijke evolutie van de natuur in Vlaanderen tijdens de periode 2005–2030 aan de hand van drie landgebruikscenario's (Dumortier et al. 2009) (zie Fig. 2):

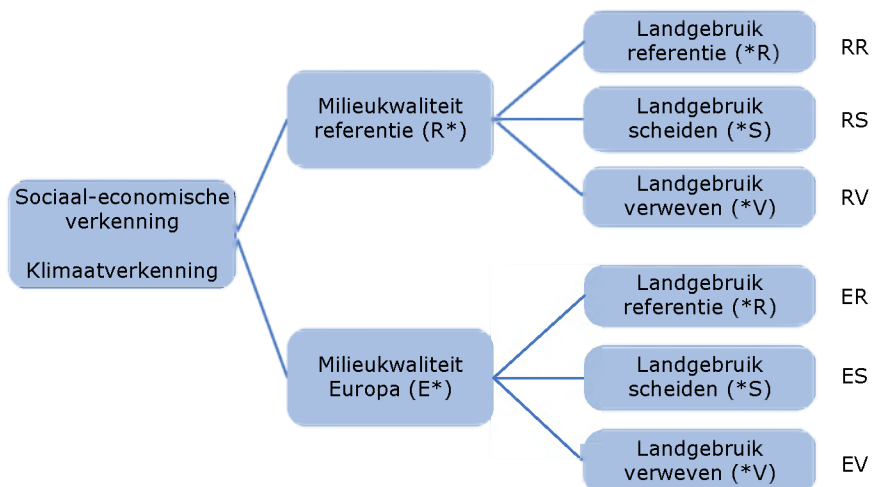
- In het scenario referentie (*R) wordt het beleid uit de periode 2000-2007 ongewijzigd voortgezet en worden de voorziene plannen uitgevoerd.
- Het scenario scheiden (*S) verdeelt de open ruimte tussen de gebruiksvormen ervan, en groepeerd die gebruiksvormen ruimtelijk in homogene clusters.
- In het scenario verweven (*V) maakt de zorg voor natuur integraal deel uit van alle landgebruiksvormen, en worden de gebruiksvormen van de open ruimte ruimtelijk door elkaar verweven.

Elk landgebruikscenario bestaat uit een pakket beleidsmaatregelen waarvan het gezamenlijk effect wordt berekend. Bij de samenstelling van de pakketten wordt gestreefd naar een vergelijkbare kostprijs per scenario. Langetermijndoelstellingen van het natuur-, bos- en waterbeleid vormen een toetsingskader om de verwachte effecten te beoordelen.

De drie landgebruikscenario's in de Natuurverkenning 2030 zijn elk geënt op twee milieuscenario's uit de Milieuverkenning 2030:

- In het scenario referentie (R*) wordt het beleid uit de periode 2000-2007 ongewijzigd voortgezet en worden de voorziene plannen uitgevoerd.
- In het scenario Europa (E*) worden bijkomende inspanningen genomen om tegen 2020-2030 de Europese milieudoelstellingen te halen.

De landgebruiks- en de milieuscenario's worden uitgetekend binnen éénzelfde sociaal-economische verkenning.



Figuur 5.2: Een sociaal-economische verkenning, twee milieuscenario's (gekoppeld aan twee klimaatverkenningen) en drie landgebruikscenario's worden gecombineerd in zes scenario's.

Elk van de zes scenario's resulteert in een landgebruikskaart voor Vlaanderen. Een vergelijking van de uitgangssituatie op schaal Vlaanderen en binnen "de Wijers" toont de specificiteit van het gebied. Vervolgens wordt voor elk scenario nagegaan wat de te verwachte veranderingen zijn in landgebruik binnen het gebied van "de Wijers" en wat de te verwachten veranderingen in ESD zijn die daarmee samenhangen.

Methodologie voor ESD-verkenning in "de Wijers"

Er worden bij wijze van voorbeeld drie methoden voorgesteld om ESD te visualiseren. De eerste twee methoden zijn kwalitatief en hebben als doel een overzicht te geven van de belangrijkste diensten in een gebied en de relaties tussen die diensten te verduidelijken. Een eerste methode is een overzichtsmatrix die voor heel het gebied de relatie tussen de landschapscategorieën en de diensten toont. In de tweede methode wordt voor de watergebonden diensten een eerste netwerkanalyse voorgesteld, die de relatie tussen een aantal ecologische functies, ecosysteemdiensten en de uiteindelijke winsten voor de mens verduidelijkt volgens de Fisher-methode (Fisher et al. 2009).

De derde methode is kwantitatief. Per dienst wordt een kwantificering doorgevoerd en wordt een waarderingskaart opgesteld. In dit rapport worden twee kaarten getoond, een grondwatervoedingskaart en een koolstofvoorraadkaart van de bodem. Voor die laatste worden ook de effecten van de scenario's doorgerekend. Op die manier kan een balans opgemaakt worden, die dan vervolgens kan gemonetariseerd worden.

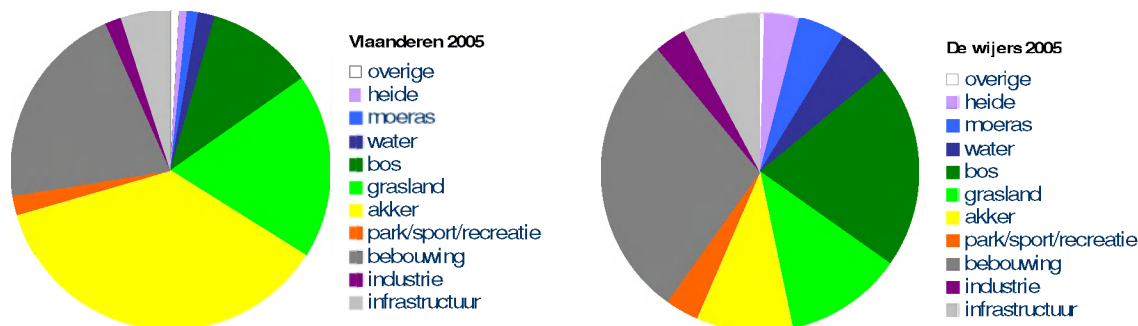
Het dienstenverhaal voor "de Wijers" verloopt in 4 stappen waarin de diverse methoden aan bod komen:

- De gebiedsspecifieke landgebruikskennmerken worden in kaart gebracht.
- De belangrijkste ESD worden opgelijst en in een overzichtsmatrix gewaardeerd. Ter illustratie wordt dit aangevuld met twee ecosysteemdienstenkaarten en wordt voor de watergebonden diensten een eerste Fisher-analyse voorgesteld.

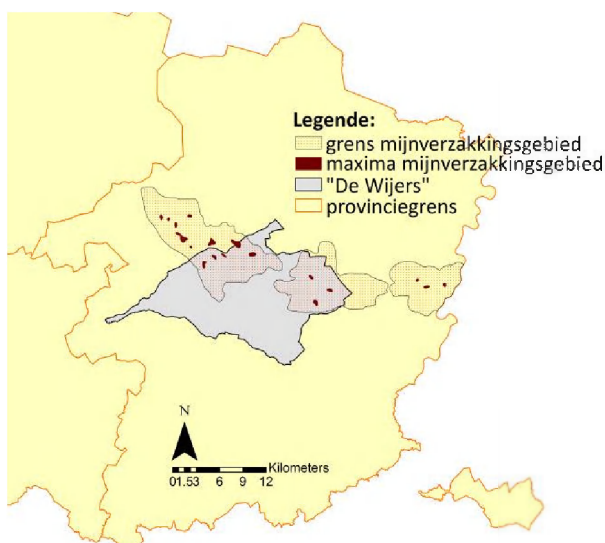
- Op basis van de te verwachten evoluties in Vlaanderen (bron: natuurverkenning 2030) worden mogelijke landgebruiksveranderingen berekend.
- Ter illustratie wordt het effect van de landgebruiksveranderingen voor één van de waarderingskaarten berekend en worden de veranderingen gevisualiseerd. Als eerste ESD wordt gekozen voor de koolstofvoorraad. Rekening houdend met de huidige methodologische beperkingen, wordt de grootte-orde van de voorraden berekend en wordt de toename en afname in kaart gebracht.

2. STAP 1: GEBIEDSSPECIFIEKE LANDGEBRUIKSKENMERKEN

Om de gebiedsspecifieke kenmerken in kaart te brengen werd de actuele verdeling van de grote landgebruiksklassen – die ook beschreven worden in de MEA (2005) – berekend voor Vlaanderen en voor de 25 000 ha van “de Wijers”. Het resultaat is weergegeven in Fig. 5.3 en Fig. 5.7a. Opvallend is het hoge aandeel aan natuurlijke en halfnatuurlijke landgebruikscategorieën: heide, moeras, open water en bos. Daarnaast valt ook het grote aandeel aan bebouwing, industrie en infrastructuur op. Dit wordt gecompenseerd door het klein aandeel aan weiland en akkers. Bovendien is op basis van de eenmalige perceelsregistratie voor landbouwgronden berekend dat slechts 50% van de weilanden en de akkers geregistreerd is. Dat betekent dat vermoedelijk 50% bestaat uit gronden die toebehoren aan hobbyboeren. De bebouwing bestaat voor een groot deel uit residentiële woonwijken. Naar schatting 8.5% (of meer dan 1000 km²) van Vlaanderen bestaat uit tuinen (bron: studiedag de magische tuin). Voor het gebied van “de Wijers” kan dit percentage tot 20% oplopen. Een ander specifiek kenmerk van dit studiegebied is het mijnverzakkingsgebied dat er dwars doorheen loopt en dat een reliëfwijziging veroorzaakt wat een impact heeft op de “blauw-groene” diensten (Fig. 5.4).



Figuur 5.3: verdeling landgebruiksklassen in Vlaanderen en in “de Wijers”



Figuur 5.4: situering mijnverzakkingsgebied

3. STAP 2: RELATIE LANDGEBRUIK EN ECOSYSTEEDIENSTEN

Het grote aandeel aan (half)natuurlijke landgebruikscategorieën verklaart waarom “de Wijers” een hoog percentage aan Habitat- en Vogelrichtlijngebieden bevat. Naast de typische heidesoorten zijn de meeste doelsoorten gebonden aan het grote aandeel aan waterrijke systemen. De “blauw-groene” diensten staan dan ook centraal in dit gebied. “Blauw” staat voor watergebonden en “groen” voor natuurgebonden ESD. Beide zijn vaak sterk verweven en het belang ervan wordt reeds in diverse planniveau's erkend.

Anderzijds is ook recreatie zeer belangrijk voor de regio. De balans tussen het begunstigen van de Europees belangrijke doelsoorten en het optimaliseren van recreatieve diensten is een belangrijke uitdaging. Ook het combineren van economische activiteiten zoals viskweek, met het behalen van ecologische doelen verplicht door internationale beleidskaders (Habitatrichtlijn, Vogelrichtlijn, Kaderrichtlijn Water), vraagt een evenwichtsoefening.

Tenslotte is het groot aandeel aan “tuinen” typerend. Het is dan ook belangrijk om in de toekomst de potentiële ESD van tuinen en (ver)tuining in kaart te brengen.

Een eerste methode om een overzicht van ESD te tonen op landschapsniveau is het opmaken van een matrix waarbij de diverse landschapscategorieën uitgezet worden t.o.v. ecosysteefuncties/-diensten (zie Tab. 5.1). Een andere methode is per ESD een waarderingskaart op te maken. De waardering kan een maat zijn voor de grootte van de ESD. Er worden twee voorbeelden getoond: de grootte van de grondwatervoedingscapaciteit (Fig. 5.8) en de grootte van de koolstofvoorraad (Fig. 5.9).

Tabel 5.1: overzichtsmatrix van de relatie tussen landgebruikscategorieën en een aantal ecosysteemdiensten

	Natuurlijke infiltratie & aquifers (a)	Reguleren waterstromen, behoud watervoorraden	Adsorptie fijn stof en vluchtige verbindingen	Habitatkwiliteit & kraamkamerfunctie vissen en wild	Habitatkwiliteit & kraamkamerfunctie Europees te beschermen soorten	Viskweek & Visvangst	Recreatie	Streekeigen producten (gagel, valeriaan, riet,...)	Buffering tegen overstromingen en droogte	Preventie van erosie en sedimentatie	Natuurlijke waterzuivering oppervlaktewater verwerking organische belasting en nutriëntenverwijdering	C-voorraad (b)	jaarlijkse C-opslag
Heide	ESD: hoog			ESD: hoog	ESD: hoog		ESD: hoog	ESD: laag		ESD: hoog		ESD: laag	str
Bos	ESD: hoog		ESD: hoog	ESD: hoog	ESD: laag		ESD: hoog			ESD: hoog		ESD: laag	ESD: hoog
Grasland	ESD: matig			ESD: laag			ESD: matig			ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	str
Tijdelijk grasland	ESD: matig			ESD: laag			ESD: matig			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	disfunctie of te verwachten knelpunt
Akker	ESD: matig			ESD: laag			ESD: matig			disfunctie of te verwachten knelpunt	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	disfunctie of te verwachten knelpunt
Fruitbomen	ESD: laag		ESD: matig				ESD: hoog			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Open bebouwing	ESD: matig						disfunctie of te verwachten knelpunt			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Gesloten bebouwing	ESD: laag						disfunctie of te verwachten knelpunt			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Industrie	ESD: laag						disfunctie of te verwachten knelpunt			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Gewestwegen	ESD: laag						disfunctie of te verwachten knelpunt			afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Moerasbos	ESD: matig		ESD: hoog	ESD: hoog	ESD: hoog		ESD: hoog		ESD: hoog	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	ESD: hoog
Open moeras (potentie veenvorming)	ESD: matig			ESD: hoog	ESD: hoog		ESD: matig		ESD: hoog	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	v
Vijver		ESD: hoog		ESD: hoog	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: matig		ESD: hoog	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	str
Waterlopen		ESD: hoog		ESD: matig	ESD: matig	ESD: matig	ESD: matig		ESD: hoog	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	str
Grachtenstelsels	?	ESD: matig							ESD: laag	ESD: hoog	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	str
Kanaal		ESD: matig		ESD: laag		ESD: matig			ESD: laag	ESD: laag	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	
Mijnverzakingsgebied	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	disfunctie of te verwachten knelpunt							disfunctie of te verwachten knelpunt		afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD	ESD: laag	afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD

legende:



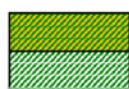
ESD: laag

ESD: matig

ESD: hoog



disfunctie of te verwachten knelpunt



afhankelijk van de doelen: mogelijk conflict of ESD

potentiële dienst bij herinrichting

?

nog uit te zoeken

v

maximaal bij veenproductie

str

opslag vooral bij vorming strooisellaag/organische laag

a) Batelaan et al. (2007, 2008): hoog > 300 mm/jaar, matig 200-300 mm/jaar, laag < 200 mm/jaar

b) Meersmans et al. (2008)

Hier worden kort een aantal ESD uit tabel 5.1 besproken:

3.1. Natuurlijke infiltratie en aquifers

Aanvullen van de watervoorraden opdat kwaliteitsvol water onttrokken kan worden voor consumptie (huiselijk gebruik, vee, irrigatie, industriële processen). Daarnaast is grondwateraanvulling ook essentieel voor het in stand houden van voldoende uitstroming van grondwater in kwelgebieden, de welke veelal een waardevolle vegetatie bevat. Op basis van de grondwatervoedingscapaciteit is aan elk landgebruikstype een waardering gekoppeld (Batelaan 2007, 2008). Onder heide en bos zal een hoger aandeel van de neerslag aanleiding geven tot het aanvullen van de grondwatervoorraad dan in andere landgebruiksklassen. Vooral langs gewestwegen en dichte bebouwingen is de grondwatervoeding zeer laag. Textuur en reliëf spelen echter ook een belangrijke rol. Fig. 8 toont de grondwatervoedingskaart voor het gebied van “de Wijers” (Batelaan 2007, 2008) opgemaakt op basis van textuur, helling, grondwaterdiepte en landgebruik. Opvallend is de grote infiltratiecapaciteit van heel het Kempens plateau in vergelijking met andere regio's. Het mijnverzakkingsgebied loopt er dwars doorheen (zie Fig. 4) en de effecten van deze lokale reliëfwijzigingen zijn nog niet doorgerekend in deze kaart. De verstoring van het reliëf zorgt voor een wijziging van de oppervlakte- en grondwaterstromen en van de lokale grondwatervoeding waardoor binnen die zones heel wat water gepompt moet worden dat vervolgens via het oppervlaktewater wordt afgevoerd. Hier liggen alvast een aantal mogelijkheden om te zoeken naar meer duurzame oplossingen in het kader van het Masterplan. De grondwatervoedingscapaciteit is slechts een eerste stap in het waterdienstenverhaal. Het is slechts één van de ecologische functies die aan de basis ligt van een belangrijke ecosysteemdienst, namelijk de aanwezigheid van grondwatervoorraden die waardevolle grondwaterafhankelijke ecosystemen voedt en waaruit ook grondwater onttrokken kan worden. Het is interessant om in de toekomst de effecten van landgebruiksveranderingen op die voedingscapaciteit en op het eventueel verlies door grondwaterwinningen nader te onderzoeken.

3.2. Reguleren waterstromen en natuurlijke watervoorraden

Deze ESD is zeer belangrijk in het gebied van “de Wijers”. De vraag naar open water is zeer groot en gekoppeld aan diverse diensten zoals viskweek, recreatie en het behalen van Europese doelen. Hier liggen waarschijnlijk de belangrijkste uitdagingen voor het Masterplan.

De vraag naar transportmogelijkheden beperkt zich tot het Albertkanaal dat het gebied doorkruist, maar verder niet gevoed wordt door het gebied. Het kanaal heeft zelf wel een invloed op de waterstromen binnen “de Wijers”. Het beperkt namelijk de afvoermogelijkheden van de beken naar de Demer. Ook het mijnverzakkingsgebied beïnvloedt de afvoermogelijkheden. Door de grondverzakkingen zijn de afwateringssytemen vaak verstoord. Het reguleren van waterstromen is dan ook een belangrijk aandachtspunt in de deelbekkenbeheerplannen.

3.3. Kraamkamerfunctie

Dit wordt vaak vrij “strikt” geïnterpreteerd als de habitatvoorziening voor commerciële vissoorten. Het kan enerzijds uitgebreid worden naar habitatvoorziening voor wild en anderzijds naar

habitatvoorziening voor soorten die vanuit Europa beschermd moeten worden. In dit laatste geval zorgt het beschikbare habitat er mede voor dat de instandhouding van een aantal zeldzame soorten, die Europese bescherming genieten, gegarandeerd wordt en dat het betalen van een boete vermeden wordt. Voor de meeste soorten is er een duidelijke link met het beheer van de vijvercomplexen.

3.4. Viskweek en visvangst

Deze ecosysteemwinst is gekoppeld aan de diensten van de kraamkamerfunctie en de in situ watervoorraden (vijverecosystemen). Diverse opties waarbij de optimalisatie van de viskweek bestudeerd wordt in relatie tot het optimaliseren van habitats voor het behalen van instandhoudingsdoelen van watergebonden soorten (roerdomp, woudaap, boomkikker, diverse libellensoorten, waterlobelia, drijvende waterweegbree,...) en het vermijden van conflicten (bv aalscholverproblematiek als mogelijke predator voor gekweekte vissen) dienen bestudeerd te worden om te komen tot een duurzame oplossing gedragen door diverse belanghebbenden. Ook in deze scenarioanalyse kan ESD faciliteren.

3.5. Recreatie

Door de aanwezigheid van heide, bossen en grote vijvercomplexen is er een grote behoefte aan recreatie. Het belang van de talrijke wandelgebieden aangevuld met actieve recreatiemogelijkheden (zeilen, surfen, zwemmen, paardrijden, kamperen,...) en natuureducatieve attractiepunten (het museum van Bokrijk, de kruidentuin en abdij van Herkenrode, de Kluis van Bolderberg,...) wordt reeds tot ver buiten “de Wijers” erkend en de vraag naar bijkomende recreatiemogelijkheden neemt nog steeds toe.

Deze natuurgebieden zijn tevens een belangrijk habitat voor heel wat zeldzame en Europees te beschermen soorten. De ruimtelijke organisatie van diverse activiteiten (gaande van passief medegebruik tot actief gebruik zoals zwemmen en kamperen), in relatie tot het behalen van een aantal natuurdoelen, is een belangrijke uitdaging voor het Masterplan.

Ook het “streekeigen” karakter speelt daarin een belangrijke rol. Mensen ervaren het landschap in “de Wijers” vaak als uniek of speciaal. Dat creëert voor hen een aangename woon- en leefomgeving. Deze perceptie wordt ook wel “sense of place” genoemd. Dit beïnvloedt o.a. de grondprijzen en de vraag naar woonuitbreiding. Op beperkte schaal worden er in “de Wijers” ook streekeigen producten zoals gagel, valeriaan, riet, paddestoelen,... geoogst. Op dit ogenblik is niet in te schatten over hoeveel gebruikers het hier gaat en op welke schaal dit plaats vindt. Bij het plannen van beheer zou dit medegebruik actief mee ingeschakeld kunnen worden.

3.6. Buffering tegen calamiteiten

Het overstromingsgebied situeert zich vooral in de Demervallei waar het Schulensmeer een belangrijke bergingscapaciteit heeft. Het capteren van oppervlaktewater in het vijvernetwerk zorgt vooral voor een vertraagde afvoer en een extra bergingscapaciteit. Ook binnen het mijnverzakkingsgebied zijn risico's voor overstromingen aanwezig. Ook hier kan het ecosysteemdienstenraamwerk een bijdrage leveren voor het zoeken naar duurzame oplossingen

waarbij een aantal diensten samen geoptimaliseerd worden (circuits van “grijs” water, vernattingsprojecten, stimuleren bovengrondse en ondergrondse C-opslag,...).

3.7. Waterzuivering

Waterkwaliteit speelt een zeer belangrijke rol in de evenwichtsoefening van het ecosysteemdienstenverhaal. Viskweek is eerder gekoppeld aan voedselrijkere vijvers, terwijl veel natuurdoelen (bv het voorkomen van mesotrofe vijversystemen zoals habitatype 3130) juist gekoppeld zijn aan nutriëntengelimiteerde systemen. Ook diensten zoals zwemmen stellen bepaalde kwaliteitseisen. Het ruimtelijk organiseren van trofiegradiënten en het inschakelen van ecosystemen om een zuiverende werking te maximaliseren is waarschijnlijk één van de moeilijkste uitdagingen in het planproces van “de Wijers”. Zo kunnen hermeanderingen, de aanleg van rietkragen (bv in het kader van het “Life + project”) de natuurlijke zuiveringscapaciteit verhogen, maar dit moet steeds in een evenwichtsoefening gebeuren met de doelen die op een bepaalde locatie vereist zijn. Het (her)organiseren van het vijvercomplex kan ook bijdragen tot het realiseren van trofiegradiënten die een duurzaam multifunctioneel gebruik kunnen garanderen.

3.8. C-voorraad en C-productie

In de bodem zijn grote C-voorraden aanwezig die bij een veranderend landgebruik kunnen vrijkomen of toenemen. Onder bos werd in Vlaanderen de afgelopen decennia een toename van de koolstofvoorraad in de bodem vastgesteld (De Vos 2009, Lettens et al. 2005). Ook opbouw van veen en strooisellagen kunnen bijkomend een hoeveelheid koolstof opslaan. De opslag van koolstof wordt in eerste instantie beschouwd als een dienst voor klimaatregeling (zie deel I van dit rapport) (Prentice et al. 2001). De hoeveelheid koolstof opgeslagen in de bodem wordt in belangrijke mate bepaald door een combinatie van landgebruik, bodemtextuur en vochtgehalte. Veengronden slaan grote hoeveelheden C op, gevolgd door nutriëntrijke gronden met een zware kleitextuur zoals alluviale gronden. Onder moerassen en moerasbossen worden in vergelijking met andere types landgebruik zeer grote C-voorraden aangetroffen, gevolgd door bos en permanent grasland. In akkers worden voor Vlaanderen de laagste voorraden gemeten die bovendien de laatste decennia verder afnemen. Dit zou te wijten zijn aan het beheer van akkerland met toenemende ploegdiepte, het toedienen van C-armere bemesting, erosie en verandering van teelten. In natte graslanden en moerassen heeft drainage een negatieve invloed op de koolstofvoorraad (zie deel I van dit rapport, Meersmans et al. 2009). Steunende op de overzichtstabellen van Meersmans (2008) is ter illustratie een voorlopige bodemkoolstofkaart voor “de Wijers” opgemaakt (Fig 9A). Volgens De Vos (2009) zou de concentratie in bosbodems circa 30% hoger liggen dan in de gebruikte tabellen. Vermoedelijk geldt dit ook voor andere (half)natuurlijke ecosystemen. Ook hier is het interessant om na te gaan wat de rol is van landgebruik en -beheer in heel het C-verhaal en in hoeverre dit geoptimaliseerd kan worden om een maximale C-opslag te bereiken of te behouden

3.9. Pollinatie

Voor fruitteelt kan er eventueel een probleem optreden wanneer er onvoldoende bestuivers aanwezig zijn. De aanwezigheid van voldoende (half)natuurlijke ecosystemen in de directe omgeving zorgt ervoor dat de pollinatie als ecosysteemdienst aanwezig blijft. Binnen “de Wijers” is deze problematiek niet gekend.

3.10. Jacht

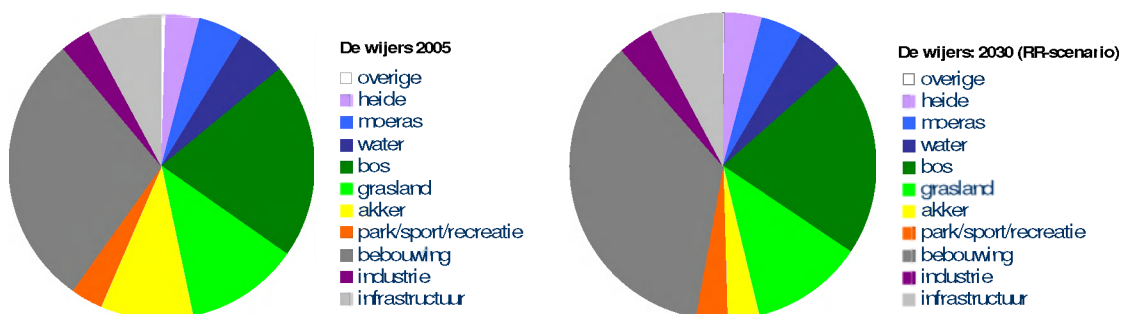
Binnen een aantal plannen (o.a. het life + project) wordt naar een afstemming gezocht tussen diverse doelen waaronder jacht door privé-eigenaars. Deze dienst wordt in dit rapport niet verder uitgewerkt.

Vermits de watergebonden diensten centraal staan in het verhaal van “De Wijers” is er in overleg met een aantal betrokkenen (VLM, ANB, Provincie Limburg) in een eerste workshop een Fisher-analyse uitgewerkt (Fisher et al. 2009). Hierbij is vooral de relatie tussen een aantal gewenste ecosysteemwinsten van het gebied en een aantal ecologische functies en diensten besproken (zie Fig. 11). Dergelijke netwerkanalysen zijn belangrijk enerzijds om de win-win situaties te kennen en erop te letten dat bij een monetaire waardering bepaalde functies niet dubbel geteld zouden worden. Anderzijds leert deze eerste ervaring vooral dat een discussie over baten van natuur in combinatie met lange termijn scenario's voor alle betrokkenen een goede startmethode is om toekomstgericht en “out of the box” te denken. De betrokkenen zullen sneller buiten hun eigen beleidsveld of hun eigen takenpakket kijken. Hierdoor wordt het ook eenvoudiger om over nieuwe instrumenten na te denken en een aantal beperkingen van het huidige instrumentarium in te zien.

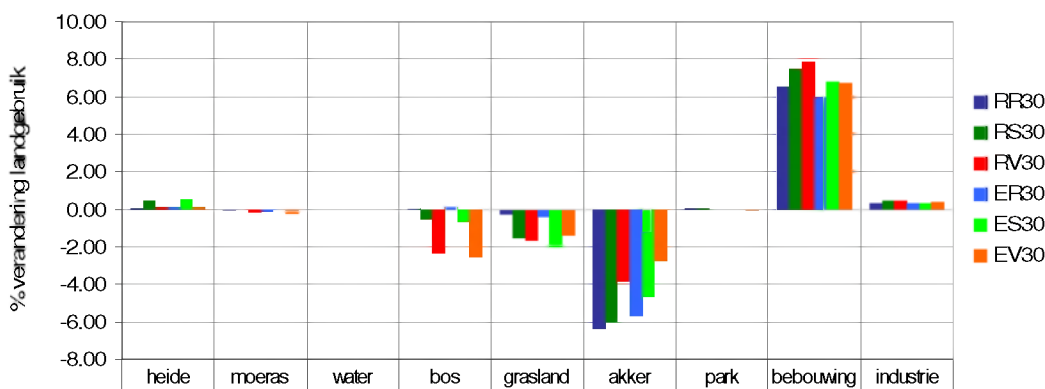
4. STAP 3: TE VERWACHTEN LANDGEBRUIKSVERANDERINGEN TEGEN 2030

Op basis van de te verwachten evoluties in Vlaanderen (bron: natuurverkenning 2030) worden mogelijke landgebruiksveranderingen berekend voor “De Wijers”. Fig. 5.5 en 5.7 tonen de vergelijking tussen de actuele toestand en de toestand in 2030 voor één van de scenario's, nl. het referentiescenario. Fig. 5.6 toont de relatieve veranderingen voor alle toekomstverkenningen. Hier worden enkel de veranderingen besproken die belangrijk zijn in het kader van deze rapportering. Voor meer details: zie www.nara.be

Ten gevolge van de sociaal-economische verkenning neemt in heel Vlaanderen de bebouwing sterk toe. Dit is een autonome ontwikkeling die voor alle scenario's geldt. Enkel bij het Europascenario, waar rekening gehouden wordt met een mogelijke “inbreiding” of het verkleinen van bouwpercelen neemt de oppervlakte bebouwing iets minder snel toe. Opvallend is dat een groot deel van het huidige natuurverwevingsnetwerk hierdoor verloren dreigt te gaan en dat de vraag naar een aantal diensten zoals drinkwatervoorziening, waterberging, recreatie, ... verder zal toenemen.



Figuur 5.5: actuele verdeling landgebruiksklassen in “de Wijers” (2005) en verdeling na het referentiescenario (RR30) tegen 2030.



Figuur 5.6: veranderingen in landgebruik onder zes scenario's van de natuurverkenning. Legende: zie figuur 2

De toename van bebouwing wordt grotendeels gecompenseerd door een afname aan akkerland. In het landgebruiksmodel wordt vooral niet geregistreerde landbouwgrond omgezet naar bebouwing; in mindere mate geldt dit ook voor de geregistreerde landbouwgronden. Voor de niet geregistreerde landbouwgronden konden er in tegenstelling tot de geregistreerde gronden geen beleidsopties ingesteld worden, waardoor die bij een bepaalde ruimtevraag sneller omgezet werden naar een andere bestemming. Allicht strookt dit niet volledig met de realiteit en moet dit enigszins gerelativeerd worden (Dumortier et al. 2009). Wel blijft de druk naar woonuitbreiding binnen de regio aanwezig en blijft het risico op het aansnijden van nieuwe woonwijken bestaan.

De zes onderscheiden “natuurscenario's” zorgen voor een bijkomend effect. Voor alle scenario's is de productiviteit vanuit de landbouw constant gehouden. In het Europascenario (E*) waar meer wordt ingezet op het behalen van milieudoelen zal meer oppervlakte akker nodig blijven om de productiviteit te garanderen dan in het referentiescenario (R*). Ook in het scenario verweven (*V30) - waar meer nadruk ligt op multifunctionaliteit en natuur ontwikkelen buiten de reservaten - daalt de oppervlakte akkerland minder snel. Die veranderingen zijn in balans met de veranderingen in bos.

Tenslotte daalt in het referentiescenario grasland (*R30) minder dan in de andere scenario's. Dit hangt samen met de vooropgestelde natuurdoelen. Zowel het scenario scheiden (*S30) als verweven (*V30) vertrekt vanuit de Europese instandhoudingsdoelen waarin weinig doelen voor grasland worden gesteld, terwijl het scenario referentie (*R30) vertrekt vanuit de huidige verdeling van natuurdoelen die meer op graslandbeheer gericht zijn.

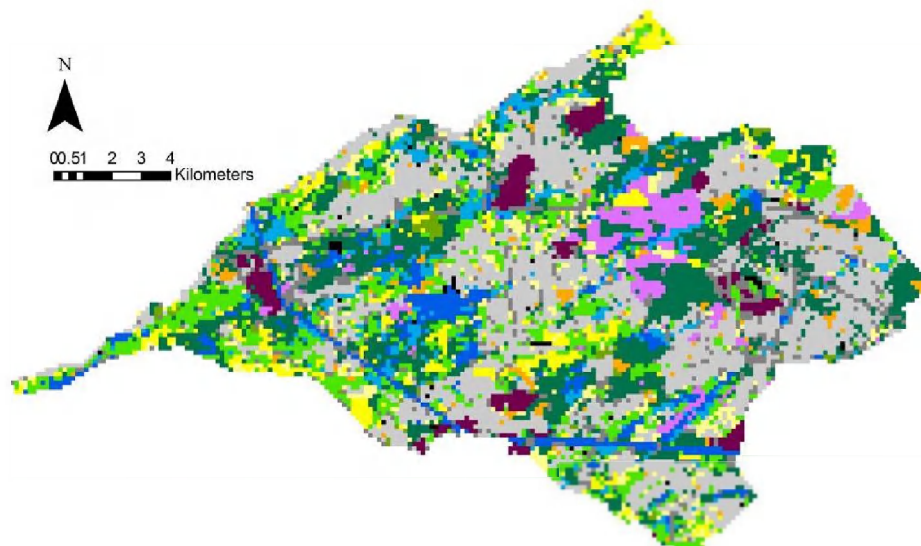
Deze beknopte analyse toont aan dat er zowel autonome ontwikkelingen te verwachten zijn (toename bebouwing) als ontwikkelingen die “stuurbaar” zijn door beleidskeuzen te maken (verschillen in oppervlakte akker, bos, grasland). Deze conclusies zijn belangrijk om mee te nemen in de gebiedsvisie.

5. STAP 4: EFFECT VAN LANDGEBRUIKSVERANDERINGEN OP ESD (C-VOORRAAD)

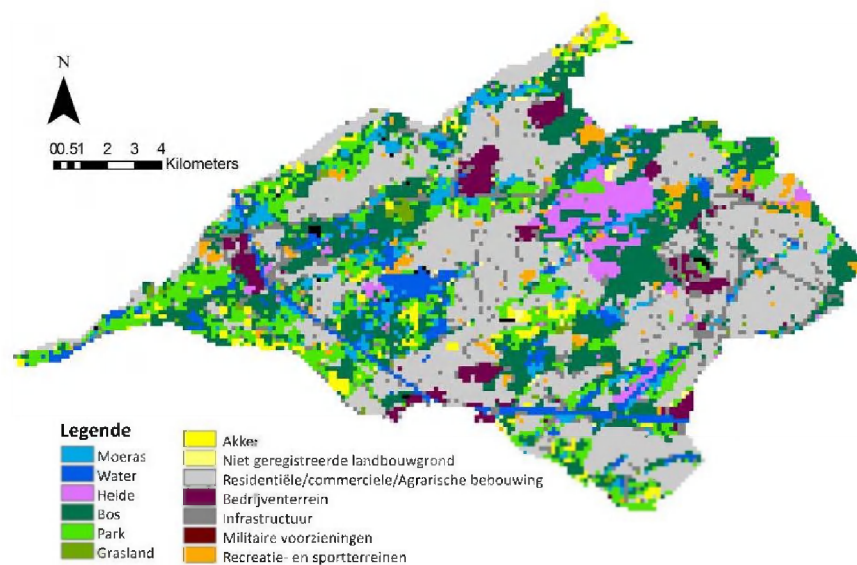
Om het concept van ESD op landschapsschaal te duiden, wordt een eerste aanzet gegeven om de huidige en toekomstige landgebruikskaarten te vertalen naar een ESD-waarderingskaart. Als eerste ESD wordt gekozen voor de bodem C-voorraad omdat hiervoor reeds heel wat cijfermateriaal voorhanden is. Rekening houdend met de huidige methodologische beperkingen, wordt de grootteorde van de voorraden berekend en wordt de toename en afname in kaart gebracht.

Fig. 5.9A toont de koolstofvoorraad (tot 1 m diepte) in de huidige situatie. Van een aantal locaties is het bodemtype niet gekend en kon er geen schatting gemaakt worden van de koolstofvoorraad. Het gaat hier vooral om dicht bebouwde gebieden en oppervlaktewateren. Vermits daar het landgebruik constant blijft, heeft dit geen effect op vergelijkende analyse tussen de scenario's. Fig. 5.9B geeft de voorraad weer onder één van de toekomstverkenningen, nl. het referentiescenario (RR30). Voor uitbreiding van bebouwing werd aangenomen dat de bodem gedeeltelijk wordt afgegraven waardoor een potentieel verlies van 30% van de actuele koolstofvoorraad optreedt. Voor veranderingen van landgebruik (bv akker naar bos) wordt verondersteld dat op termijn de koolstofvoorraad toeneemt tot de natuurlijke voorraad van een bosbodem bereikt is. Fig. 5.9C toont het verschil of de (potentiële) af- en toename van de bodem C-voorraad door een verandering in landgebruik.

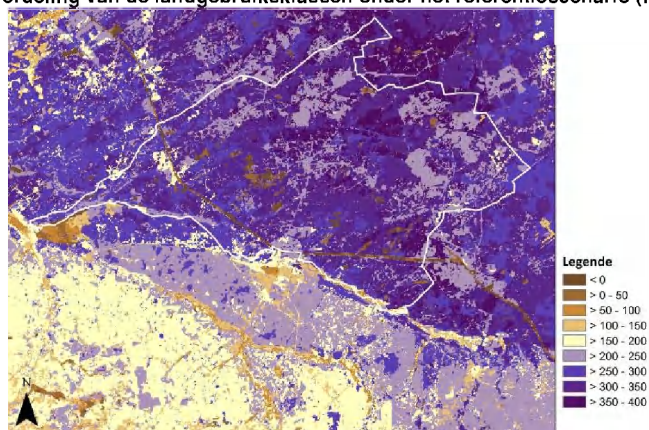
Fig. 5.10 toont de balans voor de zes scenario's. Onder alle scenario's treedt er netto een verlies op van de koolstofvoorraad die varieert tussen de 30 en de 48 kton C. Vooral de toename aan bebouwing zorgt voor een globale achteruitgang van de bodem C-voorraad. De balans tussen bos en akker verklaart mede de onderlinge verschillen. Bij het Europascenario “verweven” (EV30) is er minder bouwuitbreiding (oa door kleinere kavels te voorzien). Maar er wordt bij verweven extra geïnvesteerd in akkers met natuur- en milieudoelen zodat er voor een zelfde opbrengst meer oppervlakte akkerland nodig blijft en er minder bos en heide gerealiseerd wordt. Het resultaat is een groter verlies van de bodem C-voorraad. Deze rekenmethode laat dus vooral toe om voor een bepaalde ESD-dienst diverse scenario's kwantitatief te vergelijken en af te wegen. Deze wijziging in ESD kan ook monetair geëvalueerd worden. Indien een milieuschadeprijs van 183 euro per ton C verrekend wordt (zie deel I van dit rapport) dan varieert de kostprijs door het potentieel verlies van de koolstofvoorraad per scenario van 1.5 tot 2.1 miljoen euro. Tenslotte wordt er in dit voorbeeld enkel naar de bodem gekeken. Een uitbreiding naar de bovengrondse C-opslag kan de kostprijs nog aanzienlijk verhogen.



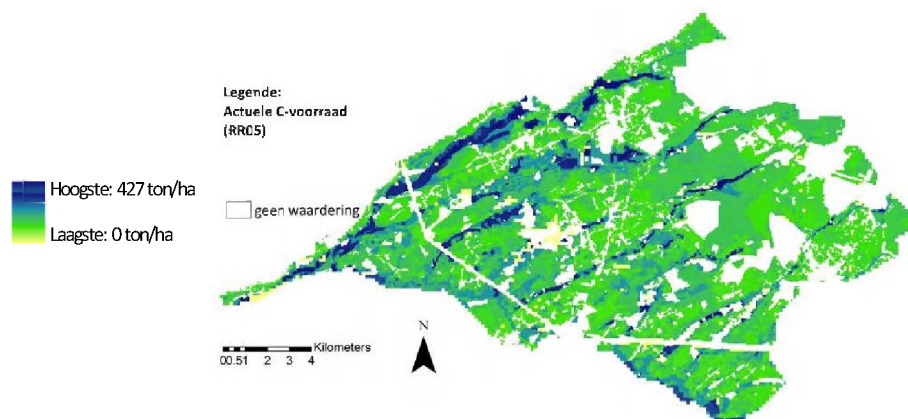
Figuur 5.7A: ruimtelijke verdeling van de landgebruiksklassen onder de actuele toestand (2005)



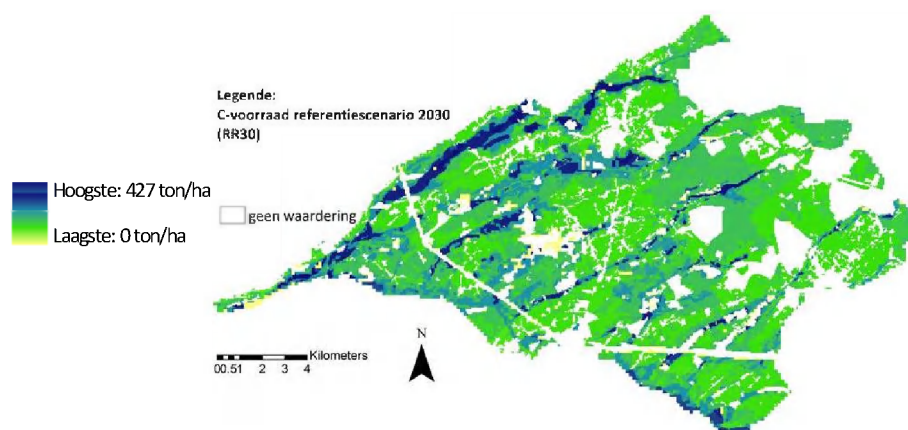
Figuur 5.7B: ruimtelijke verdeling van de landgebruiksklassen onder het referentiescenario (RR30) tegen 2030.



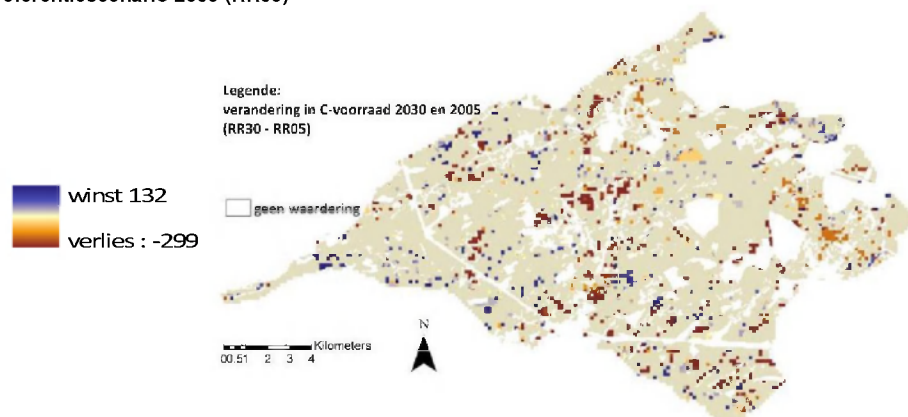
Figuur 5.8: jaarlijkse watervoeding (mm per jaar)
 (bron: VUB, departement Leefmilieu en Infrastructuur, WAT/L 2003 S 0015 X)
 (Batelaan et al. 2007, 2008)



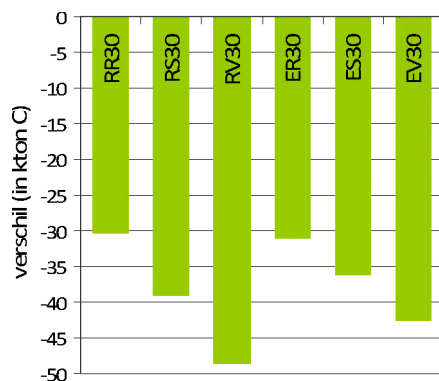
figuur 5.9A: bodemkoolstofvoorraad (ton C per ha tot 1 m diepte) in het gebied van de Wijers in de actuele situatie (2005)



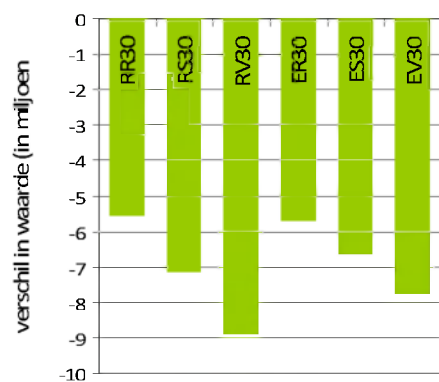
figuur 5.9B: bodemkoolstofvoorraad (ton C per ha tot 1 m diepte) in het gebied van de Wijers volgens het referentiescenario 2030 (RR30)



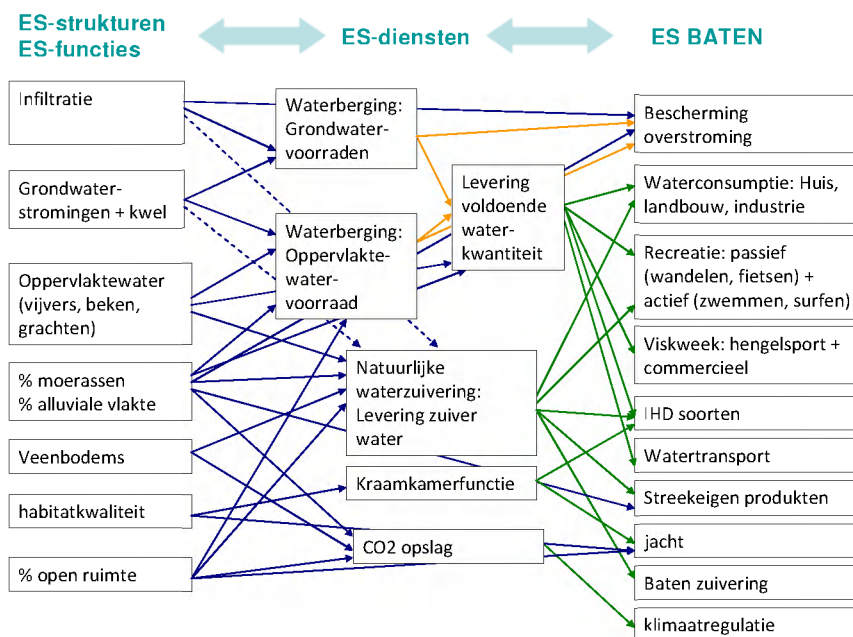
figuur 5.9c: potentiële afname en toename van de bodemkoolstofvoorraad (ton C per ha tot 1 m diepte) op basis van de vergelijking van het referentiescenario (RR30) en de huidige toestand.



Figuur 5.10 A: totaalverlies aan bodemkoolstofvoorraad (ton C per ha) in de bovenste meter bij elk van de 6 scenario's
Legende: zie figuur 2



Figuur 5.10 B: rekening houdend met een milieuschadecost van 182 euro per ton C, is de kostprijs per scenario berekend



Figuur 5.11: voorbeeld van een netwerkanalyse van watergebonden diensten voor het gebied van "de Wijers"

6. CONCLUSIES

6.1. Toegepaste methoden

Er zijn heel wat methoden voorhanden om ESD te visualiseren. Elk van de 3 voorgestelde methoden heeft zijn specifieke toepassingsmogelijkheden. Een overzichtsmatrix toont vooral de relatie tussen landschapscategorieën en de mogelijke (dis)functies, terwijl een Fisher-analyse eerder de verbanden tussen functies, diensten en baten weergeeft voor heel het gebied.

Voor de ESD die gekwantificeerd kunnen worden, kunnen gebiedsdekkende waarderingskaarten opgemaakt worden en kunnen scenario's op een objectieve manier met elkaar vergeleken worden. In deze studie wordt dit geïllustreerd voor C-opslag. Bij een eensgezindheid over de doorrekening naar een milieukost of een marginale kost kunnen ook monetaire waarderingskaarten vergeleken worden. Het is de bedoeling om in de toekomst zoveel mogelijk ESD te kwantificeren en te waarderen zodat diverse ecosysteemdienstenkaarten kunnen gesommeerd worden en een globale ecosysteemdienstevaluatie van een gebied per scenario kan doorgevoerd worden.

6.2. de Wijers

Specifiek voor de landschapsanalyse van "de Wijers" kunnen volgende aandachtspunten weerhouden worden voor het Masterplan:

- de "blauw-groene" diensten staan centraal in het dienstenverhaal van "de Wijers".
- de relatie tussen trofievereisten (oa viskweek versus instandhoudingsdoelen) en zuiveringsmogelijkheden dient nader bestudeerd te worden. Hierbij dient de nodige aandacht te gaan naar de ruimtelijke (re)organisatie van de vijvercomplexen.
- specifiek voor het mijnverzakkingsgebied dienen een aantal scenario's doorgerekend te worden waarbij mogelijke (dis)functies in kaart worden gebracht. Mogelijkheden zijn het doorrekenen van vernatting, organiseren van circuits voor "grijs water", stimuleren van veenontwikkeling voor extra koolstofopslag,...
- belangrijk bij de visievorming is de toenemende bebouwing waarbij een aantal ecologische functies dreigen verloren te gaan. Er zijn minder natuurverbindingengebieden, koolstofvoorraden nemen af,... Waarschijnlijk zal de bebouwing in dit gebied minder sterk toenemen dan voorspeld met het ruimtemodel. Dit vanwege het grote aandeel aan niet geregistreerde landbouwpercelen. Toch is het belangrijk om de mogelijke (dis)functies van een toenemende bebouwing en "vertuining" verder in kaart te brengen omdat hier de grootste landschapsveranderingen verwacht worden. Scenario's waarbij rekening gehouden wordt met een maximaal behoud van ESD dienen verder uitgewerkt te worden. Hiervoor zullen waarschijnlijk nieuwe beleidsinstrumenten ontwikkeld moeten worden.
- Het gebied bevat een belangrijk aandeel heide en bos. De afweging tussen beide ecosystemen ligt – maatschappelijk gezien - moeilijk, vooral in combinatie met de ontwikkeling van industrie. Het in kaart te brengen van de ESD zou kunnen helpen om dergelijke afwegingen te maken.

6.3. Aanbevelingen voor verder onderzoek:

Het is zeker aan te bevelen om in de toekomst de grootte-orde van de waardering of van de kostprijs te bekijken in een totale context van elke ESD:

- Wat betekent 40 kton C of een kostprijs van 7 miljoen euro in een totaalanalyse van het koolstof-klimaat-verhaal voor het gebied van “de Wijers”? Kan dit ook doorgerekend worden voor de provincie Limburg die wenst te evolueren naar een “koolstofneutrale” provincie?
- Wat betekent een verandering in landgebruik in het totale verhaal van grondwatervoeding – grondwatervoorraad en effect op grondwaterwinning voor het gebied van “de Wijers” of voor het stroomgebied van de Demer?
- Welke ecosysteemdiensten worden relatief sterk beïnvloed door een verandering in landgebruik? En voor welke diensten is de bijdrage van landgebruik verwaarloosbaar?

Een groot deel van de open ruimte in Vlaanderen bestaat tuinen. Dit aandeel zal nog verder toenemen. Tuinen kunnen net zoals natuurlijke ecosystemen een aantal ESD leveren. Een analyse van de potentiële ESD van tuinen kan helpen om een nieuwe visie en een nieuw instrumentarium rond (ver)tuinen te ontwikkelen.

Lopende projecten en partners

VLM heeft samen met de partners een lijst gemaakt van de projecten die gebundeld worden in het masterplan (VLM 2010):

- Instandhoudingsdoelstellingen (IHD) en Natuurrichtplannen (NRP)
- Bekkenbeheerplan Demervallei
- Life+ project voor vijvergebied midden-Limburg
- Landinrichtingsproject Stiemerbeekvallei
- Klimaatplan Limburg
- Streekpact Limburg
- Strategisch Toeristisch Actieplan Limburg (STAP)
- Landschaps- en bosbeheersplan Bokrijk
- Economisch netwerk Albertkanaal (ENA)
- Noord-Zuidverbinding
- Spartacusplan,...

Overzicht van gebruikte documenten, plannen, contacten, kaartmateriaal

GIS kaartlagen:

- afbakening “de Wijers” (VLM)
- biotoopkaarten uit de natuurverkenning (INBO)
- bodemkaarten
- infiltratiekaart (VMM en VUB)

Rapporten:

- rapport “de Wijers”

- life+: projectbeesrijving
- ontwerp IHD's

7. LITERATUUR

Batelaan O., De Smedt F. (2007). GIS-based recharge estimation by coupling surface–subsurface water balances. *Journal of Hydrology* 337 (3-4), 337– 355

Batelaan O., Meyus Y., De Smedt F. (2008). De grondwatervoeding van Vlaanderen, *Congres Watersysteemkennis 2006 – 2007, Water, @WEL*.

Cork, S. J., & Proctor, W. (2005). Implementing a process for integration research: Ecosystem Services Project, Australia. *Journal of Research Practice*, 1(2), Article M6. Retrieved [date of access], from <http://jrp.icaap.org/index.php/jrp/article/view/15/34>

De Vos, B. (2009). Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders.[INBO.T.2009.2]. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel : Belgium. 296 pp.

Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. & Van Reeth W. (red.) (2009) *Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA 2009. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7, Brussel.*

Letens S, van Orshoven J, van Wesemael B, Muys B, Perrin D (2005). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11, 2128-2140.

Fisher B., Turner R.K., Morling P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, p. 643-653.

Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. (2008). A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium) *Geoderma* Vol 143 (1-2). p 1 - 13.

Meersmans J., van Wesemael B., De Ridder F., Fallas Dotti M., De Baets S., Van Molle M. (2009). Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960–2006. *Global Change Biology*. Vol 15, 11. p 2739-2750.

Meersmans J., van Wesemael B., De Ridder F., Van Molle M. (2009). Modelling the three-dimensional spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium), *Geoderma* Vol 152 (1-2). p 43-52.

MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>

Prentice IC, Farquhar G, Fasham M.J.R., Goulden ML, Heimann M, Jaramillo VJ, Khashgi HS, Le Quéré C, Scholes RJ, Wallace DWR (2001) *The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide*. pp. 185-237. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

TEEB (2009). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers Summary: Responding to the Value of Nature 2009*.

VLM 2010. de Wijers, brochure opgemaakt in het kader van het Masterplan. Vlaamse Landmaatschappij.