

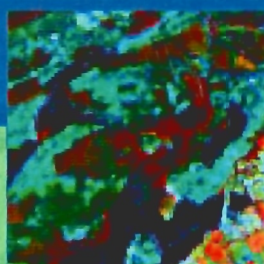


WAGENINGEN UNIVERSITY
ENVIRONMENTAL SCIENCES
ALTERRA

Onderzoek naar Kwaliteitsverbetering van Natuurplanbureau-modellen met behulp van Remote Sensing

Begroeiingstypen, biomassa en verdamping als case studies

G.W. Hazeu, M.E. Sanders, G.J.A. Nieuwenhuis, G.J. Roerink ,
Z. Su , J. Clement and A.M. Schmidt



Alterra-rapport 511, ISSN 1566-7197
CGI-report 9, ISSN 1568-1874

Centre for Geo-Information (CGI)

Onderzoek naar Kwaliteitsverbetering van Natuurplanbureau-modellen met behulp van Remote Sensing

Onderzoek naar Kwaliteitsverbetering van Natuurplanbureau-modellen met behulp van Remote Sensing

Begroeiingstypen, biomassa en verdamping als case studies

**G.W. Hazeu
M.E. Sanders
G.J.A. Nieuwenhuis
G.J. Roerink
Z. Su
J. Clement
A.M. Schmidt**

Alterra-rapport 511

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Hazeu, G.W., M.F. Sanders, G.J.A. Nieuwenhuis, G.J. Roerink, Z. Su, J. Clement, A.M. Schmidt, 2002. *Onderzoek naar Kwaliteitsverbetering van Natuurplanbureau modellen met behulp van Remote Sensing. Begroeiingstypen, biomassa en verdamping als case studies*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 511. 104 blz.; 12 fig.; 5 tab.; 51 ref.

Drie case studies worden besproken waarin remote sensing een bijdrage kan leveren aan Natuurplanbureau modellen. Voor de modellen LARCH, SUMO en SMART zijn toepassingen van remote sensing verkend met betrekking tot het aanleveren van data als input en/of validatie voor deze modellen. Voor de modellen LARCH en SUMO is gekeken of remote sensing actuele data kan leveren ten aanzien van de begroeiingstypen moeras en bos. Ten tweede is de via SUMO berekende biomassa vergeleken met de via remote sensing verkregen data. Tenslotte is gekeken of verdamping bepaald met remote sensing kan dienen als input voor het model SMART.

Trefwoorden: begroeiingstypen, biomassa, LARCH, Natuurplanbureau, remote sensing, verdamping, SUMO, SMART

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 27,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 511. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Projectdoelstelling	9
1.3 Opbouw rapport	10
2 Mogelijke toepassingen remote sensing in NPB-werkveld	11
2.1 Wat is remote sensing?	11
2.2 Waarom remote sensing?	13
2.3 Mogelijkheden Remote Sensing	15
2.4 Voorwaarden aan het gebruik van RS in het NPB-werkveld	15
2.5 Modellen-instrumentarium NPB	16
2.6 Informatiebehoeften	18
2.7 Introductie op de cases	18
3 Begroeiingstypen	19
3.1 Inleiding	19
3.1.1 Achtergrond	19
3.1.2 Begroeiingstypenkaart als input voor LARCH en SUMO	21
3.2 Het begroeiingstype moeras en RS.	23
3.2.1 Materiaal en Methode	24
3.2.2 Resultaten	26
3.2.3 Validatie	29
3.3 Het begroeiingstype bos en RS	31
3.4 Conclusies en aanbevelingen	34
4 Ruimtelijke validatie van SUMO met satellietbeelden	37
4.1 Inleiding	37
4.2 Materiaal en Methode	37
4.2.1 SUMO	37
4.2.2 Remote Sensing	38
4.3 Resultaten	42
4.4 Conclusies en Aanbevelingen.	43
5 Verdamping	45
5.1 Verdamping met remote sensing	45
5.2 RS experiment	47
5.3 Conclusies en aanbevelingen	48
6 Algemene conclusies en aanbevelingen	51
Samenvatting	53
Literatuur	55

Bijlagen

I	GIS-bestanden met het begroeiingstype moeras.	61
II	Floutenmatrices voor referentiegebied Alde Feanen	71
III	GIS-bestanden met het begroeiingstype bos.	73
IV	SEBS	79

Woord vooraf

Het in dit rapport gepresenteerde onderzoek is een aanzet om een betere aansluiting te bereiken tussen de werkvelden van het Natuurplanbureau en remote sensing. Voor een concrete uitwerking hiervan zijn, naar aanleiding van een workshop, drie modellen LARCH, SUMO en SMART geselecteerd, waar remote sensing een bijdrage zou kunnen leveren aan de generatie van invoergegevens en/of de validatie van deze modellen.

Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van het DWK programma 358 'GIS en Remote Sensing'. Een dankwoord voor Fons Koomen van EC-LNV is hierbij op zijn plaats. Zijn bijdrage in de opstartfase van het project is als zeer waardevol ervaren.

Naast de auteurs hebben ook de mensen van het Natuurplanbureau d.m.v. discussie en overleg bijgedragen aan deze studie. Met name willen wij Arjan Griffioen, Harm Houweling, Han Meeuwsen, Janet Mol, Rijk van Oostenbrugge en Wiegert Wamelink bedanken voor hun bijdragen.

Tenslotte een woord van dank aan het It Fryske Gea en DLG Friesland voor het beschikbaar stellen van informatie over het proefgebied Alde Feanen hetgeen gebruikt is in de case begroeiingstypen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Het Centrum voor Geo-Informatie (CGI) heeft ruime expertise opgebouwd op het gebied van remote sensing (RS) - toepassingen binnen diverse sectoren (landbouw, natuur, milieu, etc.) en disciplines (klimaatstudies, hydrologie en ecologie etc.). Het Natuurplanbureau (NPB) is verantwoordelijk voor het uitbrengen van de Natuurverkenning en -balans. Hiervoor maakt zij gebruik van met behulp van remote sensing tot stand gekomen producten (o.a. LIGN). Lichter uit de satellietbeelden en luchtfoto's is meer informatie te halen. In het kader van het GIS en RS programma is daarom een project gedefinieerd waarin aanknopingspunten zijn gezocht tussen NPB-onderzoek en remote sensing toepassingen. Bij de start van het project is een themamiddag georganiseerd waarbij beide partijen over de aanknopingspunten hebben gediscussieerd. Hieruit is geconcludeerd dat er mogelijkheden liggen op het gebied van data en modellen.

1.2 Projectdoelstelling

Het project heeft als hoofddoel om een betere aansluiting te bereiken tussen de werkvelden van het Natuurplanbureau (NPB) en remote sensing. De kennis en expertise op het terrein van remote sensing onderzoek en –toepassingen aanwezig bij het CGI zou huidige en toekomstige vragen vanuit het NPB mogelijk kunnen beantwoorden. Het rapport beoogt de communicatie tussen de vraagkant (het NPB en indirect het beleid) en de remote sensing aanbodkant te verbeteren door de aandacht van NPB-mensen te vestigen op de huidige en mogelijke RS toepassingen voor hun werkveld.

Voor een concrete uitwerking van deze doelstelling richt de studie zich op de mogelijkheden om met behulp van remote sensing technieken kwalitatief goede invoergegevens voor modellen te genereren. Tevens kunnen data verkregen met remote sensing gebruikt worden voor de validatie van NPB-modellen. Drie modellen zijn geselecteerd voor de uitwerking van de doelstelling te weten: SMART, SUMO en LARCIH. Voor de verbetering van modelinvoergegevens is gekeken naar de verbetering van de begroeiingstypenkaart (invoer voor SUMO en LARCIH) en de bepaling van de verdamping (invoer voor SMART) door middel van remote sensing technieken. Wat betreft SUMO is ook gekeken naar de mogelijkheden om het model te valideren m.b.v. data verkregen met remote sensing.

Verder kunnen de bevindingen van dit project ingezet worden bij een verdere aansturing van remote sensing onderzoek t.b.v. het NPB.

1.3 Opbouw rapport

Het rapport heeft als doelstelling om een betere aansluiting tussen de werkvelden van het Natuurplanbureau (NPB) en remote sensing te bereiken. In hoofdstuk 2 schetst het rapport allereerst de werkvelden van het Natuurplanbureau en RS. In het kort wordt ingegaan op wat remote sensing is en welke de voor- en nadelen er aan het gebruik van remote sensing kleven (paragrafen 2.1 en 2.2). Daarna worden de mogelijkheden en voorwaarden aan het gebruik van remote sensing in het NPB-werkveld weergegeven (paragrafen 2.3 en 2.4). In paragraaf 2.5 wordt een korte schets gegeven van het modellen-instrumentarium van het NPB. Op dit vlak worden m.n. mogelijkheden gezien om aansluiting tussen de beiden werkvelden te vinden. Het modellen-instrumentarium van het NPB heeft een bepaalde informatiebehoefte die in paragraaf 2.6 wordt geschetst. In paragraaf 2.7 worden de cases geïntroduceerd waar remote sensing mogelijkwerijs in de NPB informatiebehoefte kan voorzien. De volgende cases zijn in de hoofdstukken 3, 4 en 5 uitgewerkt:

- begroeiingstypen,
- ruimtelijke validatie van SUMO met satellietbeelden, en
- het bepalen van verdamping met RS voor het model SMART.

De case van de begroeiingstypen wordt in hoofdstuk 3 gepresenteerd. In paragraaf 3.1. worden de opbouw, het gebruik en de beperkingen van de begroeiingstypenkaart geschetst. Verder is aangegeven hoe de begroeiingstypen in de modellen SUMO en LARCIH zitten. Paragraaf 3.2. behandelt een case studie naar de mogelijkheden om met remote sensing voor het begroeiingstype moeras een onderscheid te maken naar riet- graslanden. Voor het begroeiingstype bos wordt in paragraaf 3.3. aangegeven waar mogelijkheden liggen om met remote sensing het begroeiingstype te detailleren naar bostype, leeftijd, bedekking, boomhoogte, boomsoort, verloofing en verbossing. In paragraaf 3.4. worden conclusies en aanbevelingen gedaan om met remote sensing tot een nadere detaillering van de begroeiingstypen te komen.

In hoofdstuk 4 wordt in een case studie gekeken naar de mogelijkheden om m.b.v. remote sensing tot een validatie van de SUMO-uitkomsten te komen. De biomassa berekend door het model SUMO wordt vergeleken met de NDVI bepaald met remote sensing. Na een korte inleiding wordt in de paragrafen 4.2 en 4.3. de methode en de resultaten van het onderzoek gepresenteerd. In de afsluitende paragraaf 4.4. worden de mogelijkheden om met remote sensing SUMO-uitkomsten te valideren geschetst.

Het bepalen van de verdampingsfractie met remote sensing wordt in hoofdstuk 5 geschetst. De mogelijkheden en beperkingen om de verdamping bepaald met remote sensing te gebruiken voor NPB-modellen wordt aangegeven.

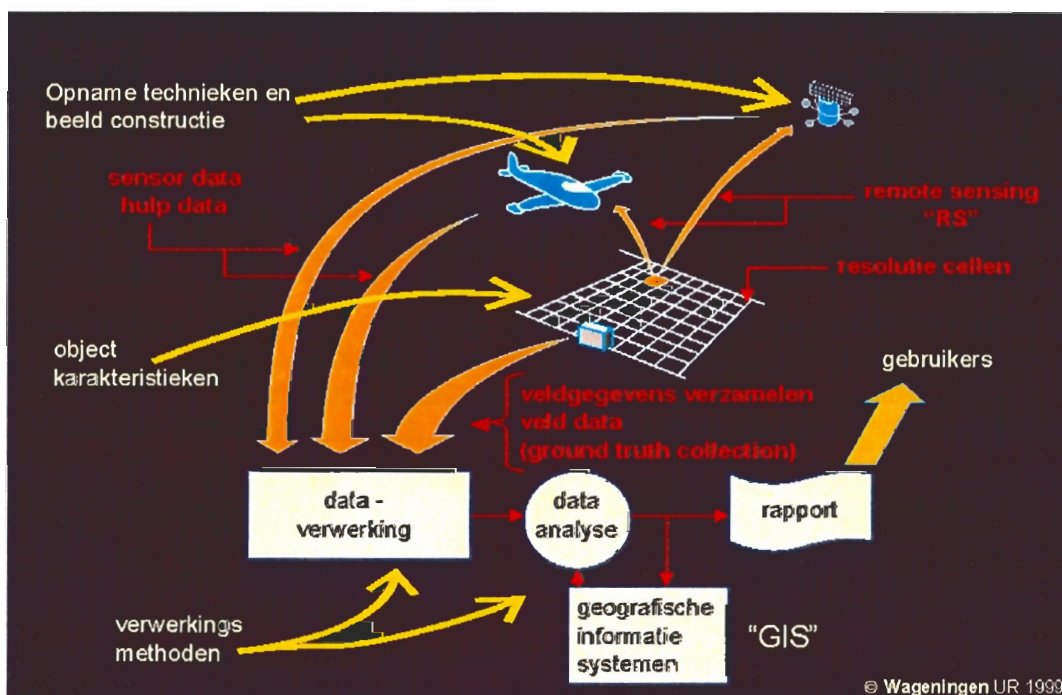
In hoofdstuk 6 worden de mogelijkheden en beperkingen t.a.v. het gebruik van remote sensing als data leverancier en/of validatie van NPB-modeluitkomsten in het kort geschetst. Deze conclusies en aanbevelingen kunnen door de themagroep data – en modellen worden meegenomen om tot een strategie te komen voor het verkrijgen van ruimtelijke informatie.

2 Mogelijke toepassingen remote sensing in NPB-werkveld

2.1 Wat is remote sensing?

Remote sensing (RS) betekent in letterlijke zin “waarnemen op afstand”. Het is een verzamelnaam voor verschillende -contactloze- fysische meettechnieken voor gegevensverzameling van het aardoppervlak en de atmosfeer. Remote sensing kan ingezet worden ten behoeve van inventarisatie, monitoring en onderzoek (Flagman, 1999).

In de remote sensing wordt gebruik gemaakt van satellieten en/of vliegtuigen die beeldopnamen maken van de aarde. De satelliet registreert gereflecteerde zonlicht of door de aarde uitgezonden (warmte)straling. De geregistreeerde straling wordt naar de aarde getransporteerd. Aldaar wordt de informatie verwerkt en geïnterpreteerd waarmee van de opname bijvoorbeeld een vegetatiekaart of een topografische kaart wordt gemaakt. De verwerking en interpretatie vindt plaats m.b.v. vooral digitale, gespecialiseerde dataverwerkingssystemen, maar ook door handmatig aanwijzen en omlijnen van verschillende eenheden op de foto. Figuur 1 is een voorbeeld van het zojuist geschetste remote sensing systeem.



Figuur 1. Het remote sensing systeem (naar Buiten en Clevers, 1990)

Om de bovenstaande alinea concreter te maken, tonen we in Figuur 2 een satellietopname van een gebied in de Alde Feanen (Friesland). In dit gebied bevinden zich o.a. bossen, graslanden, moerassen, meren en kanalen. De opname laat zien dat

deze vier landbedekkingen verschillen in kleur en/of textuur. De gereflecteerde en/of uitgezonden straling varieert in hoeveelheid en golflengte voor de verschillende bedekkingen. De hoeveelheid straling van water is gering waardoor het water er donker uit ziet. Lichter het grasland reflecteert meer straling van een andere golflengte waardoor het er oranje van kleur uit ziet op het false color Landsat beeld.



Figuur 2. Satellietopname van de Alde Feanen (Friesland)

Het waarnemen en herkennen van verschillende landbedekkingen (zoals bijvoorbeeld bos, water en grasland) van het aardoppervlak m.b.v. satellieten en/of vliegtuigen wordt o.a. bepaald door de volgende eigenschappen van die bedekkingen (Buiten & Clevers, 1990):

- de vorm en grootte (ruimtelijke of geometrische resolutie)
- de (uit)straling en/of reflectie-eigenschappen (radiometrische resolutie)
- de spectrale (golflengte, frequentie, kleur) eigenschappen (spectrale resolutie)
- de temporele aspecten oftewel veranderingen in tijd en locatie (temporele resolutie).

Naast de bovengenoemde eigenschappen van bijvoorbeeld een bos wordt de waarneming en herkenning van het bos ook bepaald door het type remote sensing materiaal dat gebruikt wordt. De keuze voor een satellietbeeld of luchtfoto is afhankelijk van het schaalniveau waarop je voor je toepassing de vragen wilt beantwoorden. Voor bijvoorbeeld een vegetatiekaart 1:5000 zijn Landsat satellietbeelden met een resolutie van 30 meter te grof. Luchtfoto's zijn hier een voor de hand liggende informatiebron. Daarentegen zou voor het karteren van het landgebruik van heel Nederland de kosten en bewerkingstijden van luchtfoto's vele malen groter zijn dan van satellietbeelden. Het gebruik van luchtfoto's ligt dan niet voor de hand.

Een digitaal satellietbeeld of gescande luchtfoto bestaat uit beeldelementjes (pixels). De oppervlakte van de aarde die door een pixel wordt weergegeven bepaalt het onderscheidend vermogen (ruimtelijke resolutie) van het beeld. De pixel heeft een digitale waarde die is afgeleid van de gemeten hoeveelheid straling. Deze digitale informatie biedt vele mogelijkheden om via digitale beeldverwerking en patroonherkenning tot een analyse en interpretatie van het beeld te komen. Een uitgebreide set van algoritmen (o.a. Normalized Vegetation Index (NDVI)) kunnen hierbij worden gebruikt. In principe kunnen drie vormen van informatie uit het RS materiaal gehaald worden (Buiten & Clevers, 1990):

- het karteren van landbedekking dmv classificatie van pixels (bijvoorbeeld welke pixels zijn bos en welke water),
- het schatten van bepaalde eigenschappen van landbedekking (bijvoorbeeld de hoeveelheid biomassa van een gewas of bos),
- het monitoren van landbedekking of de eigenschappen ervan (bijvoorbeeld heeft er uitbereiding plaatsgevonden van bos).

Vaak dient de informatie over landbedekking als input voor verdere geografische analyses.

De via remote sensing verkregen informatie kan in vele vormen (kaart, tabel, grafiek) worden gepresenteerd.

2.2 Waarom remote sensing?

Remote sensing (RS) is een techniek om ruimtelijke, thematische informatie van het aardoppervlak te verkrijgen. Deze ruimtelijke informatie wordt vaak aangeduid met geo-informatie. Echter niet alle geo-informatie wordt verkregen via remote sensing. Geo-informatie kan ook verkregen worden door middel van veldwaarnemingen (waarneming op locatie) en/of modellen. De verschillende benaderingen waarop geo-informatie wordt verzameld, worden vaak aangeduid met de top-down (remote sensing gegevens) respectievelijk bottom-up (veldgegevens) benadering. Beide manieren ter verkrijgen van geo-informatie moeten als complementair worden beschouwd. De via remote sensing verkregen gegevens moeten altijd gevalideerd worden met 'ground truth', zoals veldmetingen. De thematische gegevens verkregen via remote sensing kunnen veldwaarnemingen aanvullen.

In vergelijking met veldwaarnemingen biedt het gebruik van remote sensing-technieken diverse voordelen bij het verzamelen van informatie van het aardoppervlak. Buiten & Clevers (1990) noemen de volgende voordelen:

- RS is een objectieve manier van waarnemen. Het levert fysisch meetbare gegevens waardoor het mogelijk is om naast kwalitatieve kenmerken ook kwantitatieve gegevens van voorwerpen van het aardoppervlak te verkrijgen.
- RS levert vlakdekkende positiegebonden informatie. De ruimtelijke samenhang kan ermee weergegeven worden. Verder biedt RS de mogelijkheid om veldgegevens en/of expertkennis ruimtelijke te extrapoleren tot vlakdekkende bestanden.

- RS levert in een korte tijd ruimtelijke informatie voor een relatief groot gebied. De informatie is daardoor vaak actueel en onderling goed op elkaar afgestemd (mate van detail).
- RS maakt het relatief eenvoudig om veranderingen aan het aardoppervlak op te sporen (dynamiek). Het verkrijgen van tijdreeksen behoort tot de mogelijkheden.
- het RS instrumentarium maakt het mogelijk om data te verzamelen die niet zichtbaar zijn voor het menselijk oog (zoals warmte- en infraroodstraling). Het onzichtbare wordt als het ware zichtbaar. Men kan hierbij ook denken aan gebieden die niet toegankelijk zijn en waar met RS toch informatie over verkregen kan worden.
- RS data geeft de situatie op een bepaald moment weer. Het verwerken van de data kan op een willekeurig moment plaats vinden m.b.v. o.a. digitale beeldverwerkings technieken. De interpretatie en analyse kan met behulp van aanvullende informatie (o.a. GIS databestanden en veldwaarnemingen) plaats vinden en op elk moment verbeterd worden als onze kennis toeneemt.
- RS wordt gekenmerkt door een grote variatie in waarnemingskenmerken (ruimtelijke, spectrale, radiometrische en temporele resolutie) en de grote diversiteit aan verwerkingstechnieken (o.a. m.b.v. algoritmes) om tot de optimale informatie weergave te komen.

Echter aan het gebruik van remote sensing technieken kleven ook enkele nadelen. De volgende nadelen kunnen worden onderscheiden:

- RS data zijn niet op elk moment en voor elke locatie beschikbaar (overkomstfrequentie). De meeste satellieten beschrijven banen om de aarde waardoor satellietopnames slechts op bepaalde momenten gemaakt worden van bepaalde delen van het aardoppervlak (een momentopname). Verder kunnen er op het moment van de satellietopname ook wolken aanwezig zijn waardoor geen gegevens verkregen kunnen worden van dat deel van het aardoppervlak.
- RS data hebben een validatie nodig met “ground truth” gegevens. Je moet een relatie leggen tussen de fysische data (pixelwaarden) verkregen via RS en de werkelijkheid.
- RS is een geavanceerde techniek van gegevensverzameling. Het kan duur zijn en je hebt opgeleide mensen nodig.
- RS data zijn beperkt in detail niveau (maximale resolutie momenteel 1 m). Met een toename van de resolutie zijn data duurder en beslaan minder oppervlakte. Verder neemt de bewerkingstijd ook toe.
- RS data worden beïnvloed door de atmosfeer. Interferentie van door het aardoppervlak gereflecteerde straling met de atmosfeer verstoort de gegevensverzameling.
- RS data zijn niet altijd eenduidig. Een voetbalveld en een weiland zien er vaak hetzelfde uit op een satellietbeeld (landgebruik versus landbedekking). Verder laat een satellietbeeld niet altijd alles zien. Het satellietbeeld geeft geen informatie over de type ondergroei onder bijvoorbeeld een dicht naaldbos.

Naast de hierboven genoemde voor- en nadelen kunnen andere afwegingscriteria een rol spelen in de beslissing om informatie te verzamelen met behulp van remote

sensing technieken. Deze kunnen dan van direct bedrijfseconomische aard zijn (sneller, beter, goedkoper, vollediger, nauwkeuriger, goed is goed genoeg) of juist gericht zijn op toekomstige innovatieve meetprocessen (onderzoek, ontwikkeling, demonstratie, evaluatie) (Flagman, 1999).

2.3 Mogelijkheden Remote Sensing

Het NPB gebruikt al veelvuldig remote sensing-producten voor inventarisaties, monitoring studies en onderzoek. Hierbij valt te denken aan het LGN bestand en TOP10vector. Deze bestanden zijn gemaakt door satellietbeeldverwerking en/of luchtfoto-interpretatie. Echter, dezelfde satellietbeelden en luchtfoto's bevatten meer informatie dan is opgenomen in LGN en de TOP10vector en mogelijke toepassingen van remote sensing zijn breder. De toepassingen van remote sensing zijn bijvoorbeeld kartering en monitoring van (de Bruin et al., 1997; Schmidt et al. 1997; Clevers & Buiten, 1990; Lillesand and Kiefer, 2000):

- topografie: wegen, kanalen, sloten, percelen,
- vegetatie(structuur), natuurdoeltypen: loofbos, naaldbos, riet, grasland, heide,
- landbedekking: gewassen, kalegrond, water, bebouwing,
- gewas/vegetatiekenmerken: bedekking, biomassa, boomhoogte, verdamping, vitaliteit,
- bodem en terreinkenmerken: vochtigheid, warmte, maaiveldhoogte.

Naast kartering en monitoring kunnen remote sensing-gegevens ook veldwaarnemingen extrapoleren van puntwaarnemingen tot vlakdekkende kaarten en een gebied in kleinere eenheden segmenteren zodat veldwerk efficiënter kan worden uitgevoerd. Wat betreft modellen kunnen remote sensing gegevens (een deel van) de invoergegevens aanvullen of verbeteren en (een deel van) de uitvoer valideren als onafhankelijke gegevensbron.

Afhankelijk van de informatiebehoefte kies je voor een bepaald type remote sensing-materiaal (luchtfoto's of satellietbeelden) met de daarvoor benodigde schaal of resolutie en het meest geschikte opnametijd (winter of zomer). Niet altijd is het meest ideale foto- of beeldmateriaal beschikbaar. Altijd moet eerst onderzocht worden in hoeverre het beschikbare materiaal aan de informatiebehoefte kan voldoen.

2.4 Voorwaarden aan het gebruik van RS in het NPB-werkveld

Of RS gebruikt kan worden door het Natuurplanbureau (NPB) ten behoeve van inventarisaties, monitoring en onderzoek wordt in belangrijke mate bepaald door het al dan niet voldoen aan een aantal voorwaarden.

De volgende voorwaarden kunnen worden onderscheiden:

- aansluiting tussen de werkvelden van het NPB en RS,
- vaststellen van een duidelijke informatiebehoefte,

- afstemming tussen detailniveau waarop informatie nodig is en waarop informatie geleverd wordt (resoluties).

Als eerste voorwaarde aan het gebruik van RS in het NPB-werkveld dient de aansluiting tussen beide werkvelden genoemd te worden. Zonder duidelijke aanknopingspunten tussen beide werkvelden zal er ook geen duidelijke afstemming mogelijk zijn van de vraag (NPB) en het aanbod (RS). Om duidelijke aanknopingspunten te vinden dient er kennis genomen te worden van en begrip voor elkaars werkvelden. Deze studie poogt daartoe een eerste aanzet te geven door de mogelijkheden van remote sensing in begrijpelijk taal te schetsen en door enkele cases uit te voeren in overleg met mensen van het NPB.

Uit paragraaf 2.1. blijkt dat een duidelijk gedefinieerde vraagstelling nodig is om te kijken of huidige en/of toekomstige remote sensing toepassingen bruikbaar zijn voor het specifieke doel. Het is belangrijk de vraag voldoende te specificeren, b.v. in termen van vereiste kwaliteit. Bepaalde informatie is niet zonder meer met RS te verkrijgen (zie paragraaf 2.2.).

Nauw aansluitend bij de vorige voorwaarden is de afstemming tussen het detailniveau waarop behoefte is aan specifieke informatie en waarop informatie geleverd kan worden. De schaal/resolutie van de remote sensing gegevens moet overeenkomen met de schaal/resolutie van de informatiebehoefte. Een kosten/baten analyse moet uitwijzen of RS voldoende efficiënt ingezet kan worden.

2.5 Modellen-instrumentarium NPB

Een belangrijke taak van het NPB is het uitbrengen van de Natuurbalans en Natuurverkenningen (Hinsberg et al., 1999). De Natuurverkenning en –balans zijn wettelijk opgedragen producten van het Natuurplanbureau. De verkenning dient als wetenschappelijke basis voor het uit te zetten natuurbeleid. De primaire doelgroep zijn het Kabinet en de leden van de Tweede Kamer maar ook ambtenaren, wetenschappers en milieu- en natuurorganisaties. In de natuurverkenning worden de ontwikkelingen rond natuur en landschap beschreven die ons mogelijk de komende dertig jaar te wachten staan. Door allerlei veranderingen in de maatschappij kan het zijn dat natuur in de knel komt. Om de contouren van toekomstige ontwikkelingen te verkennen zijn contrasterende scenario's ontworpen bijvoorbeeld een toenemende globalisering maar ook van regionalisering. De invloed van deze scenario's op natuur en landschap worden doorgerekend met modellen, o.a. SMART (Kros et al., 1995), SUMO (Wamelink et al., 2000) en LARCH (Pouwels, 2000). Deze modellen en de begroeingstypekaart (invoer voor LARCH en SUMO, Griffioen et al., 2000) worden hier kort beschreven.

SMART' voorspelt abiotische factoren (zuurgraad en beschikbaarheid van stikstof) als functie van de lokale bodemkenmerken (afgeleid van de bodemkaart van Nederland), grondwatertrap, kwel, atmosferische depositie, neerslag, verdamping en vegetatie. SMART' bestaat uit een set van massabalansvergelijkingen, welke de input/output

relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. De input is atmosferische depositie, waarbij rekening wordt gehouden met kronendakinteractie en kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutrientcyclusprocessen en de geochemische interacties in de bodem en de bodemoplossing. Het model is alleen geschikt voor (half) natuurlijke terrestrische ecosystemen zonder bemesting.

SUMO is een successiemodule voor het bodemvoorspellingsmodel SMART. Het voorspelt de groei van de biomassa als functie van de stikstofbeschikbaarheid en de lichtbeschikbaarheid. Het model is onderverdeeld in 5 functionele typen ('vegetatielagen'): de kruiden, de dwergstruiken, de struiken, de pionierbomen en de climaxbomen. Voor elk type wordt onderscheid gemaakt in drie organen: wortels, hout en blad. De competitie tussen de typen vindt plaats via de wortels (stikstofopname), via het blad en de lengte van het type (lichtonderschepping) en onder invloed van het gevoerde beheer. SUMO simuleert de ontwikkeling van de vegetatie op basis van de abiotische factoren berekend door SMART en voedt SMART met gegevens over de invloed van de vegetatie op de bodem. De modellen SMART en SUMO zijn in principe schaalonafhankelijk.

Het expertsysteem LARCI (Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat) is gebaseerd op het concept van metapopulaties en analyseert of deze metapopulaties levensvatbaar zijn om de effecten van versnippering van een landschap in beeld te brengen. Hierbij wordt het landschap 'door de ogen van een diersoort' bekeken, waarbij gebruik wordt gemaakt van soortspecifieke normen. Deze normen zijn gebaseerd op jarenlange onderzoekservaring aan de betreffende soorten, modelsimulaties, literatuurgegevens, verspreidingsgegevens en expert judgement. De metapopulatietheorie gaat uit van versnipperde populaties, metapopulaties. Deze vertonen een dynamiek van kolonisatie en extinctie (uitsterven), waarbij op elk moment maar een deel van het potentiële leefgebied bezet is. De kans op voorkomen van soorten in leefgebieden hangt af van drie factoren: oppervlakte, kwaliteit en isolatie. Oppervlakte en kwaliteit zijn van invloed op de uitsterfkans, isolatie op de kolonisatiekans. Invoer voor het model zijn de leefgebieden van soorten, die worden afgeleid van de begroeiingstypenkaart. De uitvoer is een kaart met levensvatbare populaties met als norm dat de kans op uitsterven van een populatie kleiner is dan 5% in 100 jaar.

De begroeiingstypenkaart bestaat uit samengestelde eenheden, de begroeiingstypen, die zijn opgebouwd uit biotische, abiotische, landgebruiks- en structuurkenmerken. De abiotische kenmerken bestaan uit informatie over bodemsoort, grondwatertrap en hiervan afgeleid de voedselrijkdom, de biotische kenmerken uit informatie over de vegetatie. De kenmerken over landgebruik verdelen het studiegebied in de hoofdgroepen natuurgebied, cultuurlandschap en stedelijk gebied. De definitie van de eerste twee genoemde hoofdgroepen hangt nauw samen met de abiotische kenmerken. De hoofdgroep natuurgebieden wordt verder uitgesplitst op basis van biotische kenmerken in duin-, moeras-, heide- en bosvegetatie. De hoofdgroep cultuurlandschap wordt op basis van informatie over het landgebruik onderverdeeld in grasland en akker. Zowel aan typen natuur als aan typen cultuurland zijn kenmerken toegekend die verband houden

met beheer, dichtheid, openheid, bedekking en ouderdom. De kaart is samengesteld uit een set van basisbestanden, o.a. de bodemkaart, LGN, moerassenkaart, Vierde Bosstatistiek, voor het afleiden van de huidige begroeiing en natuurtypen in Nederland.

2.6 Informatiebehoeften

Het model-instrumentarium van het NPB is door middel van audits getoetst (Task Force Modellen Alterra, rapport in prep.). Als een van de grootste knelpunten is het gebrek aan kwalitatief goede (geografische) databestanden aangegeven. Het is duidelijk dat NPB-modelbouwers behoefte hebben aan actuele, kwalitatief goede ruimtelijk data betreffende begroeiingstypen. De begroeiingstypenkaart is de input voor LARCH en SUMO. De kwaliteit en actualiteit van dit bestand wordt door modelbouwers als beperkend ervaren. Met name de Vierde Bosstatistiek en het moerassenbestand van Alterra worden als beperkende input bestanden aangemerkt omdat beide bestanden niet meer worden geactualiseerd.

Door het NPB is aangegeven dat het gebrek aan gegevens niet alleen geldt voor de invoer voor modellen, maar ook voor de validatie van de modeluitkomsten. De beschikbare databestanden bevatten vaak onvoldoende informatie, zijn gedateerd of van onvoldoende detail. Veldgegevens worden, gezien de hoge kosten, in veel gevallen niet meer vlakdekkend ingewonnen en geactualiseerd (b.v. de Vierde Bosstatistiek). Remote sensing kan mogelijk uitkomst bieden.

2.7 Introductie op de cases

Regelmatig overleg met de NPB-modelbouwers en een workshop hebben bijgedragen aan een zo'n goed mogelijke afstemming tussen de vraag en het aanbod. Remote sensing voor het natuurplanbureau richt zich op het verbeteren of aanvullen van de invoergegevens en het valideren van de uitvoer. In het licht van de mogelijke toepassingen van remote sensing is voor SUMO en LARCH de begroeiingstypenkaart als belangrijkste invoer aangemerkt en voor SMART de verdamping. Remote sensing geeft geen mogelijkheden om de uitvoer van LARCH (levensvatbare populaties) en SMART (zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid) direct te valideren. De uitvoer van SUMO (biomassa) heeft wel potentie om met remote sensing gevalideerd te worden. In overeenstemming met de mogelijkheden van remote sensing (aanbod) en de informatiebehoefte van het NPB (vraag) zijn de volgende drie cases geformuleerd:

- verbetering kwaliteit van de begroeiingstype bos en moeras voor invoer van LARCH en SUMO,
- ruimtelijke validatie bladbiomassa berekend met SUMO,
- verbetering kwaliteit van de verdamping voor invoer van SMART.

Binnen het project is gekozen voor een algemene verkenning van de mogelijkheden en aanknopingspunten tussen remote sensing en NPB-modellen. In de case-studies zijn de mogelijkheden daadwerkelijk getoetst en waar mogelijk aangevuld met literatuurstudie. Na deze verkenning is er de kans om in nauwe samenwerking met NPB-modellenbouwers op een specifieke vraagstelling dieper in te gaan.

3 Begroeiingstypen

De ruimtelijke spreiding van de natuur- en begroeiingstypen is weergegeven in de zogenaamde begroeiingstypenkaart. In de inleiding wordt een korte schets gegeven van de opbouw, het gebruik en de beperkingen van de begroeiingstypenkaart. In de volgende paragrafen wordt voor twee begroeiingstypen, namelijk moeras en bos, aangegeven hoe RS kan bijdragen aan een verbeterde begroeiingstypenkaart.

3.1 Inleiding

3.1.1 Achtergrond

De begroeiingstypenkaart heeft als doel een ruimtelijk beeld te geven van de actuele begroeiingstypen in Nederland. Voor een actuele kaart is het noodzakelijk om de begroeiingstypenkaart met een bepaalde frequentie te verversen met nieuwe actuele gegevens. Daarnaast wil de gebruiker, o.a. de modellen LARCIH en SUMO, een steeds gedetailleerder beeld van de begroeiingstypen van Nederland. In dit proces van voortgaande actualisering en detaillering kunnen de volgende drie sets van begroeiingstypenkaarten voor Nederland worden onderscheiden:

- begroeiingstypenkaart t.b.v. Netwerk Ecologische Monitoring (NEM),
- begroeiingstypenkaart t.b.v. LARCIH Vogels Nationaal (LVN),
- begroeiingstypenkaart 2000.

De eerst genoemde begroeiingstypenkaart is gebaseerd op begroeiingstypen zoals die t.b.v. het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) voor broedvogels zijn onderscheiden (van Leeuwen en van Strien, 1997). De basis hiervan vormt de terreintypen-indeling die is opgesteld t.b.v. Avifauna Informatie en evaluatie System (AVIS) (Sierdsema, 1995).

De NEM begroeiingstypenkaart is, in aangepaste vorm, gebruikt als invoer voor LARCIH Vogels Nationaal (LVN) (Reijnen et al., 2001). De aanpassing van de NEM begroeiingstypenkaart bestond uit:

- het toevoegen van leeftijdscategorieën aan bos;
- het toevoegen van vergrassing aan heide en een fijnere weergave van het heidepatroon;
- het toevoegen van struweel/bosopslag in moeras;
- het onderscheid in gesloten en open bos;
- het opnieuw indelen van stedelijk gebied inclusief industrie terreinen.

Bij de productie van de begroeiingstypenkaart 2000 (BGTK 2000) heeft men geprobeerd tegemoet te komen aan enkele bezwaren die aan de begroeiingstypenkaart LVN kleefden. De BGTK 2000 is op een reproduceerbare wijze opgebouwd uit verbeterde, recentere basisbestanden. In Tabel 1 staan de

basisbestanden waaruit de BGTK 2000 is afgeleid. De legenda-eenheden voor de BGTK 2000 zijn d.m.v. definitie-files uit de genoemde basisbestanden afgeleid. Voor meer specifieke uitleg over de opbouw en afleiding uit de basisbestanden van de begroeiingstypenkaart 2000 wordt verwezen naar Griffioen et al. (2000) en Khaled (2002).

Tabel 1. Basisbestanden die zijn gebruikt voor het samenstellen van de begroeiingstypenkaart 2000 (Griffioen et al, 2000)

Bestand	Gemaakt/ Geactualiseerd in jaar	Actualisatie- frequentie	Nauwkeurigheid/resolutie	Bronhouder
LGN3+ -grondgebruikbestand	1993	4 jaar	25m*25m grid	Alterra
Fysisch Geografische Regio's	1997	Afh. v.d. vraagstelling	1:50000	IKC-Natuurbeheer
Ecodistricten	1999	Afh. v.d. bronbestanden	1:50000?	RIVM
Grondwatertrappenkaart	1998	Afh. v.d. bronbestanden	250m*250m grid	Alterra
Bodemkaart	1998	Afh. v.d. bronbestanden	250m*250m grid	Alterra
Moerassenkaart	1995	-	1:25000	Alterra
CBS Bodemgebruik (indirect, via begroeiingstypenkaart LVN)	1993	4 jaar	1:25000	CBS
Vierde Bosstatistiek (indirect, via begroeiingstypenkaart LVN)	1980-1983	Niet landsdekkend*	500m*500m	SBB/CBS
(LARCHI-begroeiingstypenkaart voor LVN*)	1997	-	250m*250m grid	Alterra

* De Bosstatistiek wordt niet meer geactualiseerd. In plaats daarvan wordt de samenstelling van bossen gemonitord door steekproefsgewijs de samenstelling van bossen te bepalen (ongeveer 3000 steekproefpunten) in het kader van het meetnet functievervulling (Dirkse et al., 1998).

** Hieruit zijn gegevens over het stedelijk gebied, bossen en de openheid van het agrarisch landschap overgenomen. Uiteindelijk zouden deze gegevens ook uit de oorspronkelijke basisbestanden gehaald moeten worden. Wegens de begrenzing van dit project is voor de genoemde kenmerken voor deze voorlopige en pragmatische oplossing gekozen. Deze toe te voegen kenmerken uit de begroeiingstypenkaart voor LVN zijn gelijk aan de oorspronkelijke basisgegevens die voor deze legenda-eenheden gebruikt zouden worden, zodat het voor het eindresultaat geen verschil maakt.

Echter de BGTK 2000 voldoet nog niet aan alle eisen die m.n. het model LARCHI aan de begroeiingstypenkaart stelt. Het detail van de BGTK 2000 nodig voor de kalibratie van de draagkracht per begroeiingstype wordt als beperkend ervaren. Verder zou met een toename van het detail het aantal soorten, waarvoor LARCHI de kans op duurzaam voorkomen wil bepalen, kunnen toenemen (Reijnen et al., 2001). Met name de volgende uitbereidingen zijn van belang:

- graslanden: onderscheiden weidevogelreservaten, verschillen in beheer in agrarische graslanden
- akkers: onderscheid in gewastypen;
- stedelijk gebied: typen nader differentiëren met fysisch geografische regio's;
- half open en gesloten agrarisch gebied: huidige indeling opnieuw bezien en zonodig differentiëren;
- duinen: onderscheid in duinen van het vaste land en de eilanden;
- algemeen: toevoegen biogeografisch regio's.

Daarnaast worden de 'huidige' natuur- en begroeiingstypen voor Nederland afgeleid uit een set basisbestanden die niet allemaal even actueel zijn. In dit kader dienen met name de Moerassenkaart en de Vierde Bosstatistiek genoemd te worden (zie Tabel 1). Beide bestanden worden namelijk niet meer geactualiseerd.

Naast het al bestaande gebruik van RS in de aanmaak van diverse basisbestanden liggen hier nieuwe mogelijkheden om met RS een verdere kwaliteitsverbetering van de begroeiingstypenkaart te bewerkstelligen. In paragraaf 3.2. wordt een onderzoek gepresenteerd hoe m.b.v. RS voor moerasgebieden een beter onderscheidt gemaakt kan worden tussen verschillende moerasvegetaties (gras- en rietlanden). Paragraaf 3.3. geeft een overzicht van de mogelijkheden om met RS parameters voor bossen te bepalen die kunnen leiden tot een gedetailleerdere beschrijving van het begroeiingstype bos.

3.1.2 Begroeiingstypenkaart als input voor LARCH en SUMO

Hieronder volgt een korte schets van hoe de begroeiingstypen in de modellen LARCH en SUMO zitten.

LARCH

De invoer voor het LARCH-model bestaat uit een ruimtelijk bestand van begroeiingstypen volgens een vaststaande legenda en met een gridbasis van 250*250 m. In het geval van het project LARCH Vogels Nationaal zijn 188 landsdekkende gridbestanden, d.w.z. voor elk begroeiingstype, aangemaakt. Met behulp van een habitatmodule wordt aan de hand van de verschillende begroeiingstypen een ruimtelijk bestand gemaakt waarin voor een specifieke soort de habitatplekken (leefgebieden) en hun draagkracht worden weergegeven. Deze leefgebieden worden samengevoegd tot gebieden die een lokale populatie steunen. Naast de habitatmodule bestaat er ook een duurzaamheidsmodule die samen een ruimtelijk beeld van de habitat en de kans op het duurzaam voortbestaan voor een groot aantal vogel- en enkele andere soorten geven (Pouwels, 2000; Hoppen en Chardon, 1998; Reijnen et al., 2001).

De definiering en opbouw van alle begroeiingstypen, zoals ze in LARCH zitten, is terug te vinden in Griffioen et al. (2000). Hier hebben wij ons echter beperkt tot de begroeiingstypen moeras en bos aangezien deze afgeleid worden van bestanden die niet meer landsdekkend geactualiseerd worden.

De moeras begroeiingstypen worden onderscheiden op basis van de volgende parameters:

- fysisch geografische regio (zeeklei, afgesloten zeearmen, laagveen, getijden, rivierengebied en onder één groep de duinen, hogere zandgronden en heuvelland),
- grondgebruik (bos in moerasgebied, rietvegetatie en overige moerasvegetatie) en
- beheer van het riet (gemaaid en overjarig riet wordt ook wel jong resp. oud riet genoemd).

Informatie over de fysisch geografische regio komt uit de fysisch geografische kaart. Het grondgebruik komt uit het LGN bestand. Uit de moerassenkaart van Alterra wordt het beheer van riet afgeleid. Naast informatie over beheer van het riet geeft de moerassenkaart ook informatie over het percentage riet in een bepaald moerasgebied. Het overjarige riet in de moerassenkaart wordt gezien als onbeheerd riet, terwijl gemaaid of twel jong riet een indicatie is voor beheer. Het kenmerk beheer wordt toegevoegd aan de rietvegetatie van LGN3+. De ligging van de moerassen in LGN3+ heeft echter ook de moerassenkaart als basis.

De bos begroeiingstypen worden onderscheiden op basis van de volgende parameters:

- voedselrijkdom (voedselarm, matig voedselrijk en voedselrijk substraat),
- samenstelling (naald, loof en gemengd; natuurlijk (opslag) en aangeplant),
- leeftijd (13-40, 40-80 en >80 jaar) en
- kroonbedekking (>60% en < 60%).

De ligging van bos wordt voor de begroeiingstypenkaart afgeleid uit de LGN bestanden. Het type bos wordt momenteel ook uit LGN afgeleid. Echter LGN kent slechts naald –en loofbos. Informatie over de voedselrijkdom wordt uit de bodemkaart gehaald. Uit de Vierde Bosstatistiek worden daar kenmerken betreffende ouderdom, kroonbedekking en samenstelling aan toegevoegd.

SUMO

Als invoer in SUMO 1 voor de huidige situatie wordt een basiskaart gebruikt. Deze basiskaart is een vereenvoudiging van de begroeiingstypenkaart, zoals die gebruikt wordt voor het model LARCH (I'oppen & Chardon, 1998). De vereenvoudiging van de kaart levert in totaal 23 vegetatietypen op, waarbij de bossen op basis van leeftijdsgegevens uit de Vierde Bosstatistiek zijn onderverdeeld in vier leeftijds-categorieën (<40, 40 – 80, 80 – 120 en >120 jaar). De 23 vegetatietypen zijn toegekend aan 14 structuurtypen (Tabel 2). SUMO 1 rekent met een set parameters die behoren bij deze 14 structuurtypen (o.a. de initiële leeftijd van elk vegetatietype om de initiële lengte en biomassa te bepalen)(Wamelink et al., 2000). De basiskaart dient dus als SUMO-input voor tijdstip $t = 0$ aan de hand waarvan de vegetatie-ontwikkeling voor $t = n$ wordt berekend. De vegetatie-ontwikkeling op $t=n$ kan op zijn buurt weer als input dienen voor LARCH om de draagkracht van habitatplekken te voorspellen. De vegetatietypologie van LARCH zal dan niet langer statisch zijn, de structuurtypen waar populaties nu duurzaam kunnen voorkomen zal dan veranderen door successie (Wamelink, 2000).

Tabel 2. De 14 structuurtypen van SUMO 1 en de bijbehorende vegetatietypen (Wamelink et al, 2000)

Structuurtype	Omschrijving	Vegetatietypen
1	Grasland	Ruigte, agrarisch-en natuurlijk grasland, natuurlijk terrein
2	Heide	Open duin, heide <75% gras, heide >75% gras, kaal zand
3	Donker naaldbos	Bos met voornamelijk douglas
4	Licht loofbos	Bos met voornamelijk Amerikaanse eik, eik, els, populier of wilg
5	Licht naaldbos	Bos met voornamelijk grove den en lariks
6	Donker eiken/beuken bos	
7	Donker beukenbos	Bos met voornamelijk beuk
8	Struikrijk loofbos	Kapvlakte, nieuw bos
9	Riet	Riet
10	Struweel	Duinstruweel
11	Kwelder	Kwelder
12	Hoogveen	Hoogveen
13	Moeras	-
14	Open zand	

* de structuurtypen 6, 13 en 14 zijn in Wamelink et al. (2000) niet gekoppeld aan vegetatietypen.

3.2 Het begroeiingstype moeras en RS

Voor de begroeiingstypenkaart is men met name geïnteresseerd naar de ligging van de moerassen in Nederland, het beheer van het riet en de hoeveelheid riet die in het moeras aanwezig is (zie paragraaf 3.1.2.).

De actuele ligging van moerassen in Nederland is met RS te bepalen. In de ons bekende bestanden die kort behandeld worden in Bijlage I, hebben luchtfoto's en/of satellietbeelden direct of indirect bijgedragen aan de locatie van de moerassen in Nederland. Echter slechts enkele bestanden worden regelmatig (om de +/- 4 jaar) herzien. Het in de begroeiingstypenkaart als leidend gebruikte LGN bestand is een van de bestanden die regelmatig wordt herzien. Echter de ligging van moerassen wordt niet herzien. Voor de ligging van moerassen gebruikt men het gedateerde moerassenbestand van Alterra. Om de locatie van het begroeiingstype moeras actueel te houden dient men dus gebruik te maken van andere bestanden. Hierbij dient men zich wel af te vragen hoe men moeras in die bestanden definieert, hoe de herziening plaats vindt en hoe gedetailleerd deze bestanden zijn. Ook behoort een nieuw uit te voeren visuele interpretatie van satellietbeelden en/of luchtfoto's tot de mogelijkheden met bijvoorbeeld het moerassenbestand van Alterra als uitgangsbasis. De via luchtfoto's verkregen informatie zal hierbij gedetailleerder zijn, maar bewerkelijker dan de via satellietbeelden verkregen informatie. Echter in beide gevallen dient men voor de validatie gebruik te maken van een andere gegevensbron (bijvoorbeeld veldgegevens).

Het beheer van riet oftewel het onderscheid tussen overjarig (oud) en gemaaid (jong) riet wordt momenteel uit Alterra's moerassenkaart gehaald (Griffioen et al., 2000). Echter dit bestand is gedateerd. Een actualisatie van beheersinformatie is nog niet uitgevoerd, maar wel wenselijk. Het is nog onduidelijk in hoeverre RS hieraan kan bijdragen. Een eventueel onderzoek om te kijken of het onderscheid tussen gemaaid en overjarig oftewel beheerd en onbeheerd riet met RS mogelijk is, heeft als minimale

voorwaarden dat er multi-temporele beelden beschikbaar zijn. De beelden moeten de situatie weergeven voor en na het maaien van het riet en een resolutie hebben waarop het beheer waarneembaar is of het beheer moet plaats vinden op een voldoende groot oppervlak.

Om te weten hoeveel oppervlakte aan riet zich in een moerasgebied bevindt, is het belangrijk of je onderscheid kunt maken tussen riet- en graslanden. Of binnen moerasgebieden dit onderscheid tussen riet- en graslanden m.b.v. RS is te maken, is het hieronder beschreven onderzoek uitgevoerd.

3.2.1 Materiaal en Methode

Het onderzoek is uitgevoerd voor kaartblad 11B van de Basiskaart Natuur, Bos, Landschap (Basiskaart NBL). Een beschrijving van de basiskaart staat in Bijlage I. Het gebied is gelegen tussen Leeuwarden en Drachten, is 12500 ha groot en beslaat een groot deel van het laagveenmoeras de Alde Feanen van It Fryske Gea. De Alde Feanen is een uitgebreid moerasgebied, met open water, moerasbos, rietvelden en vochtige hooilanden. De plassen zijn ontstaan door veenwinnig in de 17e en 18e eeuw. De daarbij gegraven petgaten zijn deels door golfslag uitgebreid tot plassen en deels dichtgegroeid tot trilvenen. Het is een wetland met internationale betekenis door de diversiteit aan broedvogels en plantesoorten (Vereniging Natuurmonumenten, 1996; Rintjema et al., 2001).

Het begroeiingstype moeras is onderzocht met behulp van Landsat TM beelden van mei 2000. Er is voor een Landsat TM beeld gekozen, omdat de beelden landsdekkend aanwezig zijn, regelmatig beschikbaar komen, relatief goedkoop zijn en goede perspectieven bieden voor het onderscheid van gras- en rietlanden (spectrale resolutie). Het Landsat TM beeld is verdeeld in 'moeras' en 'niet-moeras' met behulp van de Basiskaart NBL (stratificatie Landsat TM beeld).

In de Basiskaart zijn 'percelen' als moerasgebied omgrensd. Deze percelen komen voornamelijk uit de TOP10vector. Het voordeel om het Basiskaart NBL te gebruiken is dat duidelijk is hoe de omgrenzing van moerassen tot stand is gekomen, het de actuele situatie weergeeft en de geometrie vastligt (polygonen oftewel vectorbestand). De reden voor stratificatie is dat de verwarring van vegetatietypen met gelijke spectrale eigenschappen wordt verminderd tussen de omringende landbouwgebieden (waarin we niet geïnteresseerd zijn) en het moerasgebied (Janssen et al., 1996). Voor de moerasgebieden op het Landsat TM beeld is vervolgens de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) berekend.

$$NDVI = \frac{r_{NIR} - r_{VIS}}{r_{NIR} + r_{VIS}} = \frac{r_{band4} - r_{band3}}{r_{band4} + r_{band3}}$$

waar r_{VIS} en r_{NIR} respectievelijk de reflecties in het zichtbare en nabij infra rode spectra zijn. Voor Landsat zijn dat band 3 (r_{band3}) en band 4 (r_{band4}). De theorie en achtergrond van de NDVI wordt besproken in hoofdstuk 4. De NDVI is berekend

voor het Landsat beeld TM van 6 mei 2000, omdat op dit tijdstip de biomassa verschillen het duidelijkst zijn voor moerasgebieden. Begroeide gebieden (grasland) hebben een relatief hoge NDVI t.o.v. de rietlanden (Sanders, 1999).

Vervolgens is het NDVI-beeld van de moerasgebieden op pixelniveau geclassificeerd. De volgende classificaties zijn uitgevoerd:

- supervised classificatie: vaststellen drempelwaarde tussen riet en gras,
- unsupervised classificatie.

De supervised classificatie betekent dat het onderscheid tussen gras en riet is gemaakt door het vaststellen van een drempelwaarde. Op het NDVI-beeld van 6 mei 2000 lag de drempelwaarde bij 55 DN (digital number). Alle pixels met een digitale waarde lager dan 55 krijgen de klasse riet toegewezen en alle pixels erboven de klasse gras. Echter deze waarde geldt alleen voor dit beeld omdat opname-omstandigheden (zoals het weer, de stand van de zon, het ontwikkelingsstadium van de vegetatie) voor andere beelden niet overeenkomen. De resultaten zijn getoetst aan LGN3+.

De unsupervised classificatie is uitgevoerd met de ISODATA unsupervised classificatie procedure van Erdas Imagine (Erdas Imagine Field Guide, 1991). Het programma verdeelt de pixels nu zelf over de twee opgegeven klassen met behulp van statistische regels (clustering).

Deze classificaties op pixelniveau worden in het vervolg als niet-objectgerichte classificaties betiteld. Aggregatie van de classificatieresultaten op pixelniveau naar perceelsniveau heeft vervolgens plaatsgevonden. De aggregatie naar perceelsniveau noemen we object-gerichte classificatie. De beeldinformatie op pixelniveau wordt geaggregeerd naar een object: het perceel. Het natuurbeheer (maaien) richt zich namelijk op percelen, niet op pixels. Om de veranderingen in de hoeveelheid riet te monitoren, wordt daarom de voorkeur gegeven aan het perceelsniveau. Daarnaast zijn er een aantal technische voordelen. De moerasgebieden zijn van te voren vastgelegd waarmee de geometrie van het bestand vast ligt. De grenzen van de moerasgebieden worden slechts per actualisatie cyclus aangepast. Het vastleggen van de geometrie maakt de objectgerichte geclassificeerde bestanden uitermate geschikt voor monitoring van (landgebruiks)veranderingen. Uitwisseling van data is gemakkelijker indien de basis-datastructuur hetzelfde is. Het niveau aan ruis neemt met de objectgerichte classificatie sterk af. Een bijkomend voordeel is dat gemengde pixels en spectrale variabiliteit slechts een beperkt effect hebben op het classificatieresultaat (Janssen, 1994).

Aan een perceel in het moerassenbestand is op basis van de meerderheid van gras- of rietpixels de klasse gras of riet toegekend. Het is mogelijk dat hiermee informatie over kleinere, niet op de TOPI0vector begrensde percelen, verloren gaat. Wanneer er sprake is van meerdere eenheden binnen een perceel zou dit perceel voor een beter resultaat van de objectgerichte classificatie in delen gesplitst moeten worden. Hiertoe zijn fracties voor de moerasgebieden met pixels gras- en rietbedekking berekend en ingedeeld in 3 klassen (>60% gras, 20-60% gras en <20% gras). De uitkomsten hiervan zijn gebruikt om extra grenzen toe te voegen aan het moerassenbestand.

Wanneer een perceel de klasse 20-60% had, is gekeken of het riet en het gras geclusterd of verspreid voorkwamen. Bij geclusterd voorkomen zijn om de clusters extra grenzen aan het moerassenbestand toegevoegd. Deze classificatie noemen we objectgericht met extra grenzen. De resultaten van de supervised en de unsupervised zijn met dit nieuwe moerassenbestand geaggregeerd.

Om de invloed van deze aggregatie naar perceelsniveau te kwantificeren, is de niet-objectgerichte classificatie vergeleken met het resultaat van de objectgerichte classificatie. In totaal zijn dus zes bestanden gecreëerd en met elkaar vergeleken. Drie bestanden zijn gebaseerd op een unsupervised classificatie en drie bestanden zijn gebaseerd op een supervised classificatie. Voor zowel de supervised als unsupervised classificatieresultaten zijn niet-objectgerichte en objectgerichte bestanden gecreëerd, waarbij de laatste met en zonder toevoeging van extra grenzen.

Van de Alde Pleanen zijn referentiegegevens (vegetatiekaart en toelichting) beschikbaar, afkomstig van DLG Friesland en uit Brongers et al. (1999), die gebruikt zijn voor de validatie van de resultaten.

Figuur 3 geeft in een flowdiagram de gevolgde methodiek weer.

3.2.2 Resultaten

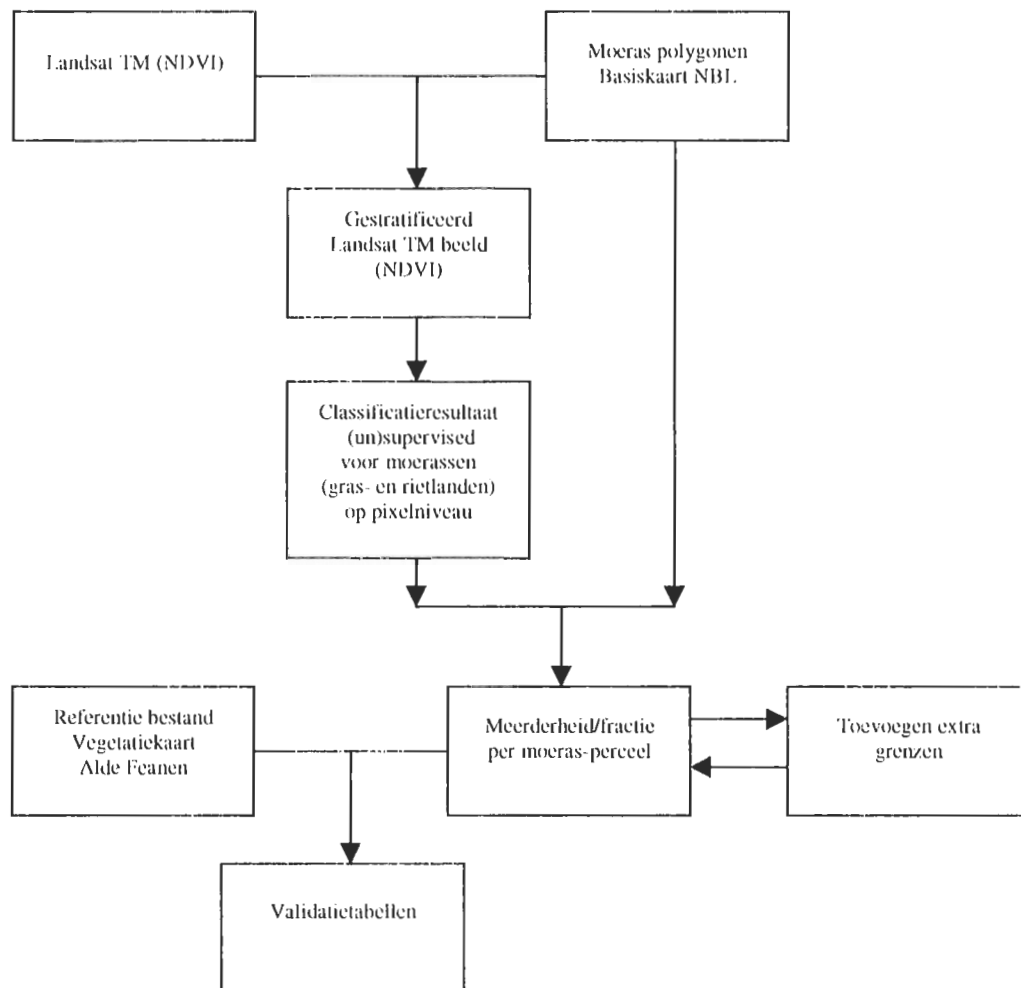
Het proefgebied heeft volgens de Basiskaart Bos, Natuur & Landschap (BNBL) 560 ha aan moerasgebieden. De supervised en unsupervised classificaties van het gestratificeerde Landsat TM beeld van 6 mei 2000 op pixelniveau (kleinst waarneembare beeld element) geven aan dat het unsupervised classificatieresultaat beduidend meer grasland (206 ha – 37%) bevat dan de supervised classificatie (149 ha – 27%). Voor rietland geldt natuurlijk het omgekeerde.

In Tabel 3 worden de oppervlakten aan gras- en rietland voor de verschillende methoden gegeven. In Figuur 4 zijn de objectgerichte classificatieresultaten voor het proefgebied gepresenteerd. In deze figuur zijn voor de supervised classificatie de verdeling voor gras- en rietland (majority) zonder en met extra grenzen weergegeven. Ook zijn de fracties aan grasland voor dit gebied weergegeven. Duidelijk is te zien dat voor het overgrote deel de moerasgebieden met fracties tussen de 0.2 - 0.6 aan grasland door toevoeging van extra grenzen een andere majority wordt toegekend aan de opgedeelde moeraspercelen.

Vergelijking van de oppervlakten aan riet- en grasland voor het niet-objectgerichte supervised geclassificeerde bestand met de oppervlakten voor het objectgerichte geclassificeerde bestand laat een relatieve verschil van 5% aan grasland zien. Daarnaast neemt het verschil af tot 2% als je extra grenzen d.m.v. visuele interpretatie toevoegd. Voor de unsupervised classificatie is het verschil in oppervlakten veel groter (11%) en neemt het verschil slechts met 1% af met toevoeging van grenzen.

Een verklaring voor het geringere areaal aan grasland voor het objectgerichte geclassificeerde bestand ligt hem in het feit dat in de rietlanden relatief meer geïsoleerde grasland pixels voorkomen dan in het grasland geïsoleerde rietland pixels voorkomen. Het areaal aan rietland is immers veel groter. Het verschil tussen het areaal aan grasland voor het niet-objectgerichte en het objectgerichte geclassificeerde bestand is voor de unsupervised classificatie veel groter, omdat er veel meer individuele/geïsoleerde pixels als grasland zijn geïdentificeerd.

Aangezien door het toevoegen van extra grenzen een gedetailleerder bestand wordt gecreëerd is het niet verbazend dat het areaal aan grasland weer toeneemt (3%) en dichterbij het grasland areaal voor het niet geaggregeerde bestand komt te liggen.



Figuur 3. Methodiek voor vegetatie-classificatie binnen moerasgebieden

Tabel 3. Oppervlakten (in ha) aan riet- en grasland voor de moerasgebieden van kaartblad 11B 'de Alde Veemen'

	Supervised Majority	Unsupervised Majority
Niet-Objectgericht	Grasland 149 (27%)	206 (37%)
	Rietland 411 (73%)	354 (63%)
Objectgericht	Grasland 121,9 (22%)	144,1 (26%)
zonder extra grenzen	Rietland 430,6 (78%)	408,3 (74%)
Objectgericht met extra grenzen	Grasland 138,3 (25%)	147,1 (27%)
	Rietland 414,1 (75%)	405,3 (73%)



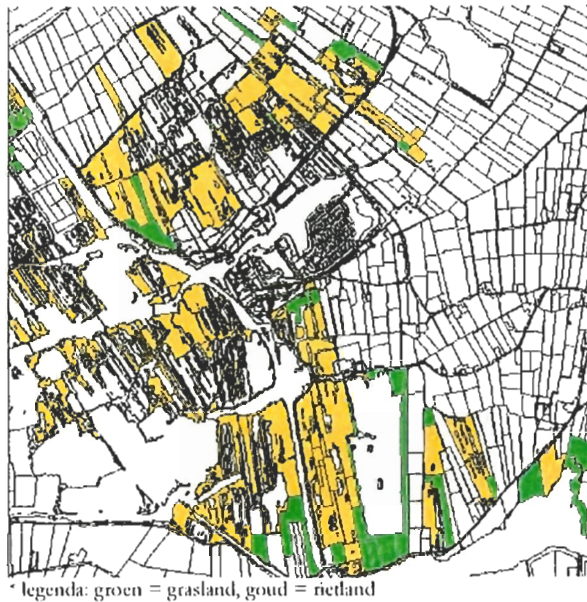
* legenda: groen = grasland en goud = rietland

Figuur 4a. Moerasgebieden waar gras- of rietlanden domineren



* legenda: groen = grasland (>60% grasland), goud = rietland (< 20% grasland) en rood = 20-60% grasland

Figuur 4b. Moerasgebieden voor drie klassen grasland (percentages aan grasland)



Vignur 4c. Moerasgebieden waar gras- of rietlanden domineren na toekenning extra grenzen



Vignur 4d. Moerasgebieden voor drie klassen grasland (percentages aan grasland) na toekenning extra grenzen

Vignur 4. Vergelijking van de supervised classificatie (majority en fracties) voor gras- en rietland (kaartblad 11B). Supervised classificatie zonder toeroeging van grenzen (Vignur 4a en 4b) en met toeroeging van grenzen (Vignur 4c en 4d)

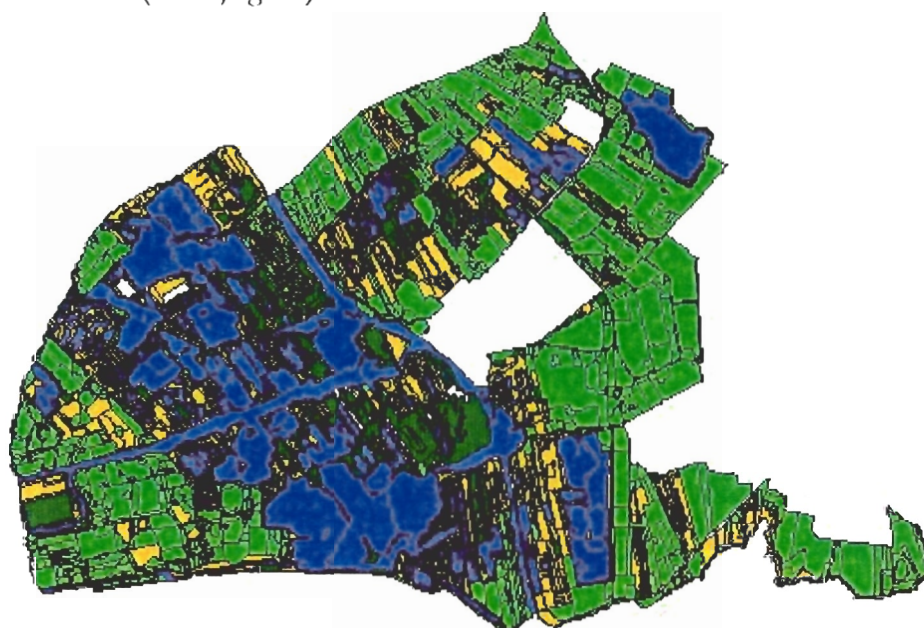
3.2.3 Validatie

Voor een deel van het kaartblad 11B is een validatie uitgevoerd. De classificatie uitkomsten zijn vergeleken met referentiegegevens die beschikbaar waren voor het

natuurgebied Alde Feanen (DLG Friesland en Brongers et al., 1999). Figuur 5 geeft de vereenvoudigde vegetatiekaart weer voor de Alde Feanen. Slechts een deel van het natuurgebied valt binnen kaartblad 11B. De legenda-eenheden zijn hierbij geaggregeerd naar vier hoofdgroepen (zie ook Brongers et al., 1999):

- water en waterplantvegetaties,
- riet-, moerasvegetaties en ruigtegemeenschappen,
- struwelen, bossen en aanplanten en
- graslanden.

Het referentiebestand is daarna verrasterd naar 25m*25m (detail niveau van de classificatieresultaten) evenals de bestanden die het resultaat van de classificaties zijn. De uitkomsten van de classificaties zijn vervolgens op pixelniveau met het referentiebestand vergeleken. De nauwkeurig- en betrouwbaarheden, i.e. de percentages gras- en rietlanden die overeenkomen met het referentiebestand, zijn bepaald voor alle 6 bestanden (zie Bijlage II).



Figuur 5. Vereenvoudigde vegetatiekaart van Alde Feanen waarbij de vegetatie klassen zijn geaggregeerd naar grasland (groen), rietland (geel), bos (donkergroen), water (blauw) en overig (wit)

Tabel 4. Validatie resultaten voor de verschillende bestanden (totale nauwkeurigheden in %) voor kaartblad 11B

	Supervised Majority	Unsupervised Majority
Niet-Objectgericht	81,7%	76,5%
Objectgericht zonder extra grenzen	79,2%	76,7%
Objectgericht met extra grenzen	82,9%	81,9%

Uit Tabel 4 blijkt dat de nauwkeurigheden voor de verschillende bestanden niet veel uiteenlopen. Een vergelijking voor de supervised classificatie tussen de niet-objectgerichte en het objectgerichte geclassificeerde bestand (met en zonder toevoeging van extra grenzen) laat zien dat de overall nauwkeurigheid ligt tussen de 79 – 83%. De totale nauwkeurigheid voor de unsupervised classificatie bestanden ligt iets lager

(76 – 82%). De verschillen zijn niet erg groot, maar laten wel duidelijk zien dat voor de objectgericht geclassificeerde bestanden het toevoegen van grenzen tot een nauwkeuriger en betrouwbaarder bestand leidt. Een verklaring voor het geringe verschil in totale nauwkeurigheid tussen de supervised en unsupervised geclassificeerde bestanden is mogelijk gelegen in het feit dat gebruik is gemaakt van een gestratificeerd basisbestand.

De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid waarmee rietland is geclassificeerd ligt voor zowel de supervised als unsupervised classificatie hoger dan voor grasland. Hetgeen te verklaren is uit de relatieve geïsoleerdheid van de grasland pixels. Grasland vormt niet snel de majority in een moerasgebied. De moerasgebieden zijn relatief te groot om grasland beter te classificeren.

Voor de conclusies over het gebruik van remote sensing ten behoeve van het begroeiingstype moeras wordt verwezen naar paragraaf 3.4..

3.3 Het begroeiingstype bos en RS

Uit de eerste paragraaf van dit hoofdstuk is gebleken dat men voor een verdere onderverdeling van het begroeiingstype bos naast de locatie (ruimtelijke spreiding en voedselrijkdom van het substraat) van het bos geïnteresseerd is in de leeftijd, het type (naald, loof en gemengd bos, natuurlijk en aangeplant bos) en de kroonbedekking van het bos. Verder worden enkele parameters besproken die zouden kunnen zorgen voor een verdere detaillering van het begroeiingstype bos. In het nu volgende wordt aangegeven wat de mogelijkheden zijn om met behulp van RS deze parameters te bepalen. Het gaat in dit geval om de volgende parameters:

- type bos (loof, naald en gemengd bos)
- leeftijd
- kroonbedekking
- boomhoogte
- boomsoort
- menging (verloofing)
- verbossing (aanplant, kapvlaktes, opslag) – nieuw/verdwenen bos.

Echter allereerst is gekeken of bestaande bestanden deze parameters meenemen, landsdekkend zijn en of ze regelmatig geactualiseerd worden. In Bijlage III wordt in het kort een overzicht gegeven van de volgende ons bekende landsdekkende bestanden met het begroeiingstype bos: Vierde Bosstatistiek, TOP10Vector, CBS, MI-V, I.GN en BNBL. Ook worden enkele van deze bestanden met elkaar vergeleken. Uit de beschrijving blijkt dat er verschillende bestanden bestaan die een actueel beeld geven waar het bos zich in Nederland bevindt. Echter deze bestanden komen vaak niet veel verder dan een onderscheid naar bostype (naald, loof en/of gemengd bos).

Bostype

Het onderscheidt naar loof, naald en gemengd bos is o.a. mogelijk door luchtfoto's en satellietbeelden te classificeren. IJGN onderscheidt loof- en naaldbos op basis van geclassificeerde satellietbeelden (Landsat TM). TOP10vector gebruikt voor het onderscheid tussen loof, naald en gemengd bos luchtfoto's.

Leeftijd

De leeftijd is mogelijkwerwijs indirect af te leiden van remote sensing materiaal. Er is namelijk een correlatie tussen de met RS en de biomassa (zie o.a. hoofdstuk 4) en tussen de biomassa en de leeftijd. Dit zou kunnen betekenen dat met RS een grove schatting van de leeftijd gemaakt kan worden. Voor deze schatting zal naast RS materiaal ook veel expertkennis nodig zijn.

Uit onderzoek is gebleken dat onderscheid tussen naald –en loofbos naar leeftijd (jonger of ouder dan 10 jaar) mogelijk is (Vels, 1994). Ook is het mogelijk om m.b.v. RS bos te differentieren naar kiemjaarklassen, zij het met wisselend succes. Keil et al. in Vels (1994) maakt onderscheid naar vier leeftijdsklassen voor naalddhout (80% nauwkeurigheid). Echter verder onderzoek is gewenst.

Bedekking

Gaten in het kronendak zijn m.b.v. remote sensing technieken te onderscheiden. M.n. luchtfoto's lenen zich hiervoor door de grotere resolutie (0.5 – 1 m). Het bepalen van bedekkingen (kroonprojectie) is afhankelijk van de boomsoort, locatie en de kwaliteit van het beeldmateriaal. Voor uitgebreidere informatie wordt verwezen naar Sanders (2000a).

Boomhoogte

Vanuit een vliegtuig wordt met een laserstraal de hoogte van het maaiveld in heel Nederland gemeten. Bomen staan hierbij eigenlijk in de weg. Echter de hoogtegegevens van bomen zijn juist interessant voor bossuccessiemodellen en bosstatistieken. Een onderzoek is uitgevoerd om te kijken naar de mogelijkheden om met RS (laser-altimetrie) boomhoogten te bepalen. Het hier gepresenteerde onderzoek is eerder gepubliceerd in het Bosbouw tijdschrift (Sanders, 2000b).

Hoogtemeting

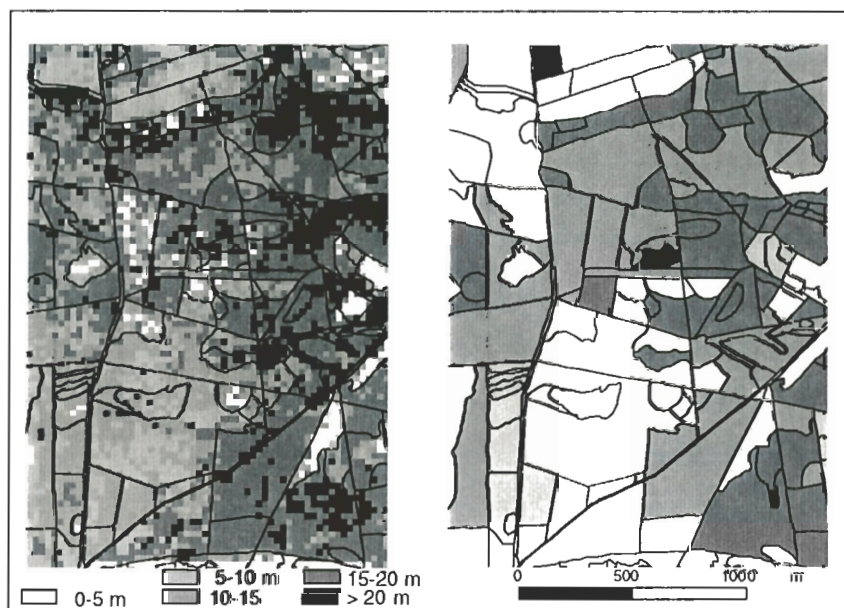
Het verkrijgen van boomhoogten was tot voor kort een arbeidsintensief of gecompliceerd proces van veldmetingen of fotogrammetrie. De Meetkundige Dienst van Rijkswaterstaat (MD) gebruikt een nieuwe techniek op het gebied van hoogte-inwinning: laser-altimetrie. Door vanuit een vliegtuig met een laserpuls het aardoppervlak af te tasten kan een gedetailleerd hoogtebestand worden verkregen van heel Nederland. De resolutie van het Actueel Hoogtebestand Nederland (AHN) is 1 punt per 16 m². De punten hebben volgens de MD op harde oppervlakken een gemiddelde afwijking van minder dan 5 cm. De hoogte van de vegetatie is echter van invloed op de gemeten punten. Voor een digitaal hoogtemodel van het maaiveld is deze invloed ongewenst en worden deze punten cruit gefilterd. De boomhoogten zijn echter belangrijke invoergegevens voor bossuccessiemodellen. Geven de hoogtepunten van het AHN een realistische maat voor de hoogte van de boomlaag?

Hoogtebestanden

Het basisbestand bevat de oorspronkelijke gemeten hoogtepunten op het maaiveld. De metingen op vegetatie zijn uitgefilterde maar worden op aanvraag apart bijgeleverd in hetzelfde formaat als het basisbestand. Aangenomen is dat de hoogte van de boomlaag het verschil is tussen de uitgefilterde metingen en het basisbestand. De punten hebben niet exact dezelfde locatie waardoor ze niet rechtstreeks van elkaar kunnen worden afgetrokken. Beide bestanden zijn daarvoor omgezet naar een vlakdekkend raster. Er is gekozen voor rastercellen van 25 bij 25 meter om genoeg uitgefilterde punten voor de berekening van maximum hoogte te hebben bij een zo groot mogelijke resolutie. De laserpuls raakt niet alleen de top van de boom maar ook de lagere periferie van de kroon. Het resultaat zijn boomhoogten per 25 meter rastercellen (Figuur 6). In Figuur 6 zijn de hoogten voor de duidelijkheid verdeeld in een beperkt aantal klassen van 5 meter.

Toepassing

De interdepartementale Beleidscommissie Remote Sensing (BCRS) stimuleert het gebruik van remote sensing. In opdracht van de BCRS is onderzocht hoe remote sensing kan worden ingezet voor het bijeenbrengen van invoergegevens voor een bossuccessiemodel op Alterra. Alterra modelleert de bossuccessie en bosdynamiek met als doel het beleid en beheer te ondersteunen. De hoogten van de boomlaag zijn nodig om het model te laten draaien. De bruikbaarheid van het AIN is uitgezocht voor een proefgebied op De Imbosch. Dat is een groot bosgebied van 2200 ha op de hogere zandgronden en beheerd door Natuurmonumenten. De bossen bestaan vooral uit grove den, berk, beuk en zomereik. De potentieel natuurlijke vegetatie (PNV) is Eiken-beukenbos. De noordwesterstormen van 1972 en 1973 hebben grote schade aangericht in de Imbosch. De Boswet verplichtte de beheerders de enorme ravage direct op te ruimen en de opengevallen plekken in te planten. Hierdoor zijn er, qua leeftijd en



Figuur 6. Hoogte van de boomlaag. Links de hoogte berekend uit het AIN (1999) en rechts de hoogte zoals vermeld in de Vierde Bosstatistiek (1982)

Het enige alternatief voor de modelinvoer zijn de hoogten uit de Vierde Bosstatistiek (1982, Figuur 6). De verschillen tussen de hoogte van de boomlaag uit het AIN en uit de Vierde Bosstatistiek zijn groot vanwege het verschil in resolutie (25 m cellen versus opstand) en ongeveer 17 jaar tijdsverschil. Toch zijn er overeenkomsten waarneembaar. De relatieve hoogteverschillen zijn in het algemeen overeenkomstig en de absolute hoogte van het bos neemt toe.

Conclusie

De boomhoogte uit de Vierde Bosstatistiek is een gemiddelde van een opstand. Deze komt goed overeen met de werkelijkheid als de opstand bestaat uit bomen van dezelfde leeftijd en hoogte. In een meer natuurlijk bos is de variatie in boomsoort, leeftijd en dus hoogte groot, wat beter wordt weergegeven door de boomhoogten uit het AIN. De hoogtegegevens uit het AIN zijn daarmee geschikter als invoer dan de hoogte uit de Vierde Bosstatistiek voor bossuccessie- en productiemodellen ter ondersteuning van beleid en beheer.

Boomsoort

Het onderscheiden van boomsoorten met behulp van satellietbeelden (m.n. Landsat TM) zijn beperkt (Tewolde Gebremedhin, 2001). Echter er zijn wel redelijk goede ervaringen opgedaan met het onderscheid van bepaalde boomsoorten op luchtfoto's. Al blijft het verschil in reflectie tussen loof- en naaldbomen groter dan de verschillen tussen loof- en naaldboomsoorten onderling (Sanders, 2000a). Ook hierbij worden de mogelijkheden bepaald door de locatie en de kwaliteit van de luchtfoto's.

Verloofing

Verloofing is volgens Vels (1994) op Landsat beelden slechts te bepalen met behulp van objectclassificaties. Het toekennen van percentages loof- en naaldbos aan de bospercelen is dan mogelijk. De homogeniteit/heterogeniteit van het bos is dan te bepalen. Vergelijking in de tijd maakt dan theoretisch gesproken het proces van verloofing inzichtelijk. Sanders (2000a) laat zien dat verloofing van bosreservaten m.b.v. luchtfoto's goed te bepalen is.

Verbossing

De toe- of afname van het oppervlakte bos is eenvoudig te bepalen door twee geografische bestanden over elkaar heen te leggen (overlay). De Bossenkaart2000 is hiervoor door de objectgerichte benadering uitermate geschikt. De gebieden waar aanplant, opslag en/of kap van bos plaats vindt zijn o.a. op luchtfoto's te bepalen (zie TOP10vector en CBS bodemstatistiek).

3.4 Conclusies en aanbevelingen

Algemeen

RS kan een bijdrage leveren om een meer actuele en meer gedetailleerde kaart met begroeiingstypen te verkrijgen. Er dient echter steeds tot een afstemming gekomen te worden tussen de vraag (LARCII) en het aanbod (RS) wat betreft de soort en detail

van de informatie. Daarnaast zal ook steeds een afweging gemaakt moeten worden tussen de kosten en baten om met RS bepaalde informatie te leveren.

RS kan informatie leveren over verschillende begroeiingstypen m.b.t. met name bedekking en dichtheid. De informatie kan zorgen voor een actueel beeld van de ruimtelijk spreiding van begroeiingstypen. In het geval van de begroeiingstypen moeras en bos is ook gebleken dat RS als informatiebron kan dienen voor een verdere detaillering van deze begroeiingstypen. Naast de begroeiingstypen moeras en bos zijn er natuurlijk ook kenmerken voor andere begroeiingstypen met RS af te leiden. Hierbij kan o.a. gedacht worden aan de mogelijkheden om de mate van heidevergrassing en/of struweelvorming in de duinen m.b.v. RS te bepalen. Andere kenmerken die met behulp van RS technieken geleverd kunnen worden zijn de detaillering van de akkers naar gewastypen (LGN4, PiriReis). De differentiatie (o.a. naar beheer) van agrarische graslanden m.b.v. RS materiaal dient verder onderzocht te worden. In LARCH bestaat een duidelijke behoefte naar een meer gedetailleerde habitatkwaliteit voor het agrarisch gebied.

Begroeiingstypen moeras en bos: input voor LARCH en SUMO

Moerassen zijn m.b.v. visuele interpretatie van satellietbeelden en/of luchtfoto's te localiseren. Het onderscheid m.b.v. RS tussen beheerd (gemaaid) en onbeheerd (overjarig) riet binnen deze moerasgebieden is vooralsnog niet onderzocht. Echter er kan wel gesteld worden dat dit onderscheid alleen mogelijk zal zijn indien er multi-temporele beelden van voldoende detail ter beschikking staan. De beelden moeten in één jaar de situatie voor en na het maaien weergeven en de gemaaide rietlanden moeten waarneembaar zijn op het RS materiaal. De ruimtelijke resolutie van het beeldmateriaal of de oppervlakten aan gemaaid riet dient voldoende groot te zijn. Naast RS materiaal heeft men ook veel expertkennis nodig om dit onderscheid te maken.

Gras- en rietlanden zijn binnen moerasgebieden op Landsat TM beelden met een redelijk grote betrouwbaarheid en nauwkeurigheid te onderscheiden (schaal 1:50000). Als randvoorwaarde geldt dat de begrenzing van de percelen bekend is. Actualisering van het percentage rietland per perceel is dan mogelijk. De stratificatie van het satellietmateriaal zorgt ervoor dat de spectrale verwarring tussen grasland en rietland pixels wordt beperkt waardoor de nauwkeurigheid van het geclassificeerde bestand toeneemt.

De nauwkeurigheid neemt toe met het toevoegen van expertkennis. De supervised classificatie en ook het toevoegen van grenzen zorgen voor een toename van de nauwkeurigheid waarmee gras- en rietland worden onderscheiden. De nauwkeurigheid waarmee gras- en rietland wordt onderscheiden verschilt echter niet veel voor de verschillende methoden (76 – 83%). Uit het oogpunt van de kosten/batenverhouding zal daarom de keuze om al dan niet objectgericht te classificeren bepaald worden door andere aspecten dan de totale nauwkeurigheid van het bestand. Hierbij dient men te denken aan het mogelijke gebruik van de bestanden voor bijvoorbeeld monitoringsdoeleinden.

De begrenzing van bosterreinen kan op basis van remote sensing (Landsat TM beelden) worden geactualiseerd. M.b.v. luchtfoto's en/of satellietbeelden kan onderscheid worden gemaakt tussen loof-, naald- en gemengd bos. Indien de begrenzing van bosterreinen vastligt kan de bedekkingsgraad uit de satellietbeelden worden afgeleid. Voor het schatten van de leeftijd van bomen is de Vierde Bosstatistiek de beste informatiebron. De leeftijd is in de meeste gevallen indirect te schatten door de leeftijd uit de Vierde Bosstatistiek te extrapoleren naar het heden. Laser-altimetrie biedt goede perspectieven om de hoogte van boomlagen per 25m² te bepalen. De via laser-altimetrie bepaalde boomhoogten zijn geschikter als invoer dan de boomhoogte uit de Vierde Bosstatistiek voor bossuccessie- en productiemodellen. Verloofing en verbossing zijn door middel van objectclassificaties goed te bepalen. De bospercelen dienen daarbij van te voren goed vastgelegd te zijn.

4 Ruimtelijke validatie van SUMO met satellietbeelden

4.1 Inleiding

De biomassa in SUMO wordt gemodelleerd voor vijf functionele typen (kruiden, dwergstruiken, struiken, pionierbomen en climaxbomen) en drie organen (wortels, tak/stam en blad) voor 14 vegetatiestructuurtypen (zie Tabel 2). De biomassaontwikkeling is afhankelijk van de stikstof- en lichtbeschikbaarheid en het beheer. Successie (bijvoorbeeld bij het staken van beheer) vindt plaats op basis van veranderende biomassa per functioneel type. De biomassaontwikkeling en successie zijn goed te voorspellen op zowel regionale als landelijke schaal, de betrouwbaarheid ervan is echter nog niet vastgesteld (Wamelink et al., 2000). Modellen, waaronder ook SUMO, zijn vaak maar op enkele punten in tijd en ruimte gevalideerd omdat simpelweg het geld voor een uitgebreide veldcampagne ontbreekt. Binnen dit project was er de mogelijkheid om te onderzoeken of RS hier iets aan kon bijdragen. Het voordeel van satellietbeelden is dat ze het aardoppervlak op een regionale schaal maar ook op (inter)nationale schaal vlakdekkend waarnemen. Samen met de SUMO-modelontwerpers is bekeken hoe de validatie van SUMO met satellietbeelden is te realiseren.

Centrale vraag van deze case is: Kunnen satellietbeelden gebruikt worden om de modeluitvoer van SUMO te valideren?

Om SUMO met satellietbeelden te vergelijken is er eerst naar modelparameters gekeken die ook te meten zijn met remote sensing technieken. Een van de meest geschikte SUMO parameters daarvoor is de groene biomassa (bladeren). Doordat de zonlichtabsorptie van bladeren voor de fotosynthese een groot effect heeft op de reflectie van het zonlicht is deze parameter ook af te leiden uit satellietbeelden, die in feite opnames zijn van de hoeveelheid gereflecteerd zonlicht afkomstig van het aardoppervlak.

Hypothese: Er is een positief lineair verband tussen de modeluitvoer van SUMO en de vegetatie-index afgeleid uit satellietbeelden.

4.2 Materiaal en Methode

4.2.1 SUMO

SUMO modelleert alleen de natuurgebieden van de Ecologische Hoofd Structuur (EHS).

De EHS is opgedeeld in rastercellen met een resolutie van 250 m x 250 m (6.25 ha). SUMO levert biomassa op het moment dat de ontwikkeling het grootst is – dus in juli/augustus.

Per rastercel zijn de volgende gegevens berekend:

- de X en Y coördinaten van de linkerbenedenhoek in Amersfoortse (= Stereographic) projectie,
- de groene biomassa per hectare per vegetatiestructuurtype,
- de oppervlakte van elk voorkomend vegetatiestructuurtype.

Er kunnen meerdere vegetatiestructuurtypen per rastercel voorkomen. De biomassa van een vegetatiestructuurtype moest dus vermenigvuldigd worden met de oppervlakte van het type om de totale biomassa per type te krijgen. De totale biomassa per gridcel werd verkregen door de totale biomassa van de in de gridcel voorkomende typen op te tellen.

$$BM_{raster} = \sum (BM_{type} \times A_{type})$$

waar:

- BM_{raster} = biomassa per rastercel (ton)
 BM_{type} = biomassa per vegetatiestructuurtype per rastercel (ton/ha)
 A_{type} = oppervlakte vegetatiestructuurtype per rastercel (ha)

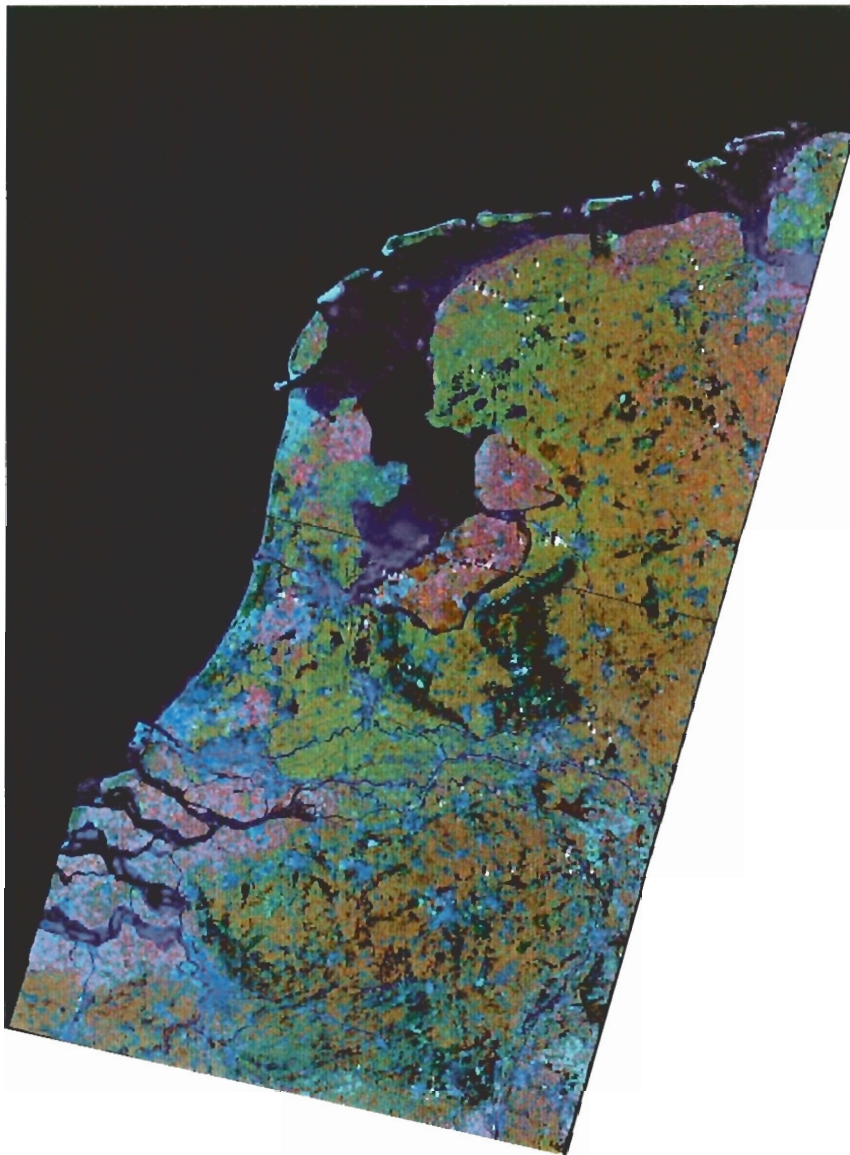
De locatie (x,y coördinaat) maakt dat 2 onafhankelijk verkregen variabelen, zoals SUMO-biomassa en remote sensing-data, met elkaar kunnen worden vergeleken. De locatie van de vegetatiestructuurtypen binnen de gridcel was echter niet bekend, waardoor de biomassa van verschillende typen opgeteld moest worden om een vergelijking mogelijk te maken. De vergelijking met de satellietbeelden werd daarom per gridcel uitgevoerd.

4.2.2 Remote Sensing

Voor de remote sensing analyse waren Landsat satellietbeelden beschikbaar van 30 juli 1999 (Landsat 7-ETM). Twee beelden die samen Nederland voor 90% dekken. Figuur 7 laat de satellietbeelden zien. Landsat satellietbeelden bestaan uit 7 banden, 3 in het VIS (VISible of zichtbare licht) spectrum, 3 in het NIR (Nabij Infra-Rood) spectrum en 1 in het TIR (Thermisch Infra-Rood) spectrum. Tabel 5 somt nog een keer de spectrale informatie van de Landsat banden op, alsmede mogelijke toepassingen ervan.

Tabel 5. Spectrale karakteristieken van Landsat

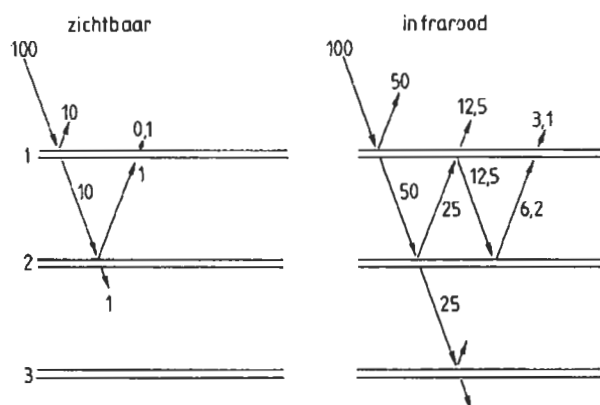
Band	Spectrum	Bandbreedte (µm)	Toepassing
1	zichtbaar licht (blauw)	0.45-0.52	Bepaling van reflectie
2	zichtbaar licht (groen)	0.52-0.60	Bepaling van reflectie
3	zichtbaar licht (rood)	0.63-0.69	Bepaling van reflectie & vegetatiekenmerken
4	Nabij infrarood	0.76-0.90	Bepaling van vegetatiekenmerken
5	Nabij infrarood	1.55-1.75	Bepaling van bodemeigenschappen
6	Thermisch infrarood	10.4-12.5	Bepaling van temperatuur
7	Midden infrarood	2.08-2.35	Bepaling van vegetatie- en bodemkenmerken



Figuur 7. Landsat composietbeeld van 2 satellietbeelden van 30 Juli 1999 (Rood = band 4, Groen = band 5, Blauw = band 3)

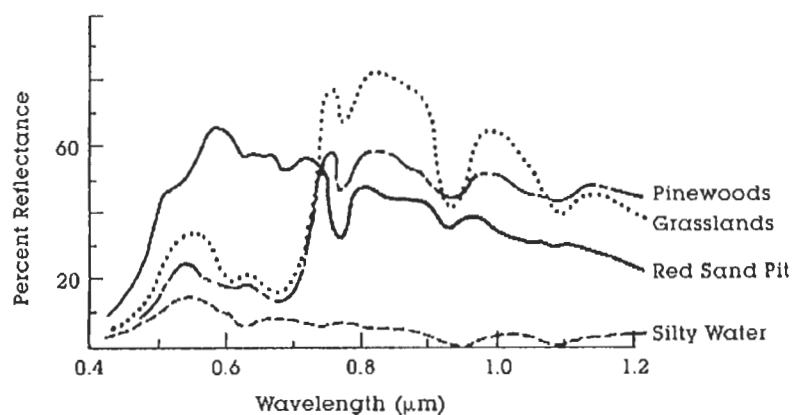
Vegetatie index

Als zonlicht op het bladoppervlak van een gewas valt, zal een deel ervan worden geabsorbeerd door de plant voor de fotosynthese. Het geabsorbeerde gedeelte bevindt zich met name in het zichtbare licht spectrum (Tabel 5: VIS spectrum), ongeveer 80%, de rest wordt gereflecteerd (10%) en door het blad heen getransmitteerd (10%). Rood en blauw licht worden nog iets meer geabsorbeerd dan groen licht, vandaar dat een plant bijna altijd groen is (iets meer reflectie). Het Nabij Infra-Rood (NIR) licht wordt voor ongeveer de helft gereflecteerd en de andere helft wordt door de bladlaag heen getransmitteerd. Er vindt vrijwel geen absorptie plaats van NIR. Volgens het reflectiemodel afgebeeld in Figuur 8 reflecteert de eerste bladlaag 50%, de tweede 12,5%, de derde 3%. Meer dan 3 bladlagen geeft geen bijdrage aan de reflectie van NIR.



Figuur 8. Schematische voorstelling van reflectie en transmissie door gewaslagen in het zichtbare en nabij infrarode gebied

Voor het niet begroeide deel van het aardoppervlak (water, kale bodem en verstedelijkt gebied) is dit verschil in reflectie tussen VIS en NIR licht bijna niet aanwezig. Alhoewel de totale reflectie soms erg kan variëren, is de verhouding tussen VIS en NIR reflectie ongeveer gelijk. Figuur 9 illustreert dit fenomeen nog eens.



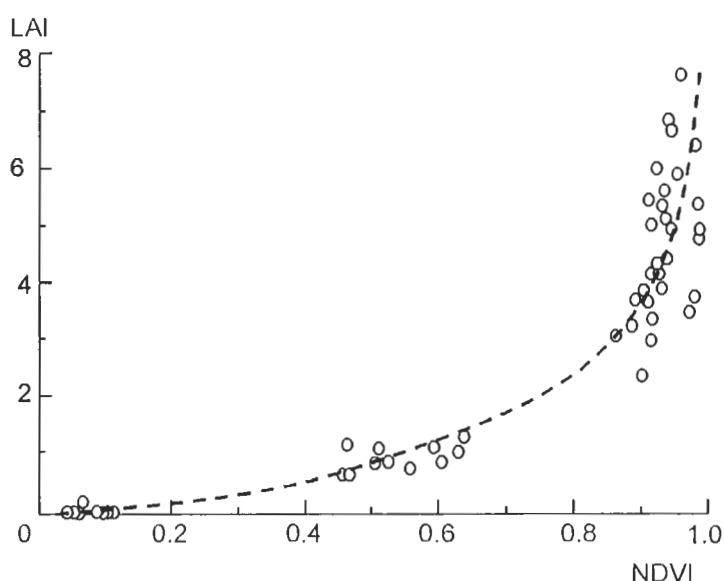
Figuur 9. Spectrale reflectie van vegetatie, kale bodem en water

Satellietbeelden geven de hoeveelheid gereflecteerde energie (zonlicht) weer in verschillende spectrale banden. Met de verhouding tussen de banden kunnen zogenaamde vegetatie-indices worden gedefinieerd. De meest gebruikte vegetatie-index is de Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Deze is als volgt gedefinieerd:

$$NDVI = \frac{r_{NIR} - r_{VIS}}{r_{NIR} + r_{VIS}} = \frac{r_{band4} - r_{band3}}{r_{band4} + r_{band3}}$$

Waar r_{VIS} en r_{NIR} respectievelijk de reflecties in de VIS en NIR spectra zijn. Voor Landsat zijn dat band 3 (r_{band3}) en band 4 (r_{band4}). De NDVI kan variëren tussen 0 en 1, waar NDVI = 0 kale bodem of stedelijk gebied aangeeft en NDVI = 1 een indicatie is van een compleet groen en volledig gesloten gewasoppervlak.

In het verleden is al veel onderzoek gedaan naar de relatie tussen biomassa en vegetatie indices (Asrar, 1989; Clevers, 1989; Rondeaux, 1995). Soms wordt de biomassa vervangen door de LAI (Leaf Area Index), de oppervlakte bladlaag (gegeven als aantal lagen) per oppervlakte eenheid. Als typerend voorbeeld wordt hier Clevers (1989) aangehaald. De gevonden relatie is gegeven in Figuur 10. Van LAI=0 tot LAI=2 neemt de NDVI ook recht evenredig toe van 0 tot 0.7. Bij een verder stijgende LAI gaat de NDVI naar een asymptoot. Dit is te verklaren door het feit dat bij een LAI =2 het oppervlak compleet is bedekt met groene vegetatie, een verder toenemende LAI kan niet meer met een NDVI worden gedetecteerd.



Figuur 10. Relatie tussen NDVI en LAI (Clevers, 1989)

SUMO geeft de biomassa per gridcel (BM_{raster} zie par. 4.2.1). De vegetatiestructuurtype kunnen echter de hele gridcel beslaan maar ook in een zeer klein oppervlak ervan voorkomen. De NDVI moet dus gecorrigeerd worden voor type-oppervlakte; een kleinere gewasoppervlakte levert hier ook een kleinere NDVI op:

$$NDVI_{raster} = AVG(NDVI)_{raster} \times \sum A_{type}$$

$NDVI_{raster}$ = De gecorrigeerde NDVI van een rastercel

$AVG(NDVI)_{raster}$ = De gemiddelde NDVI van een rastercel

A_{type} = Oppervlakte vegetatiestructuurtype per rastercel (ha)

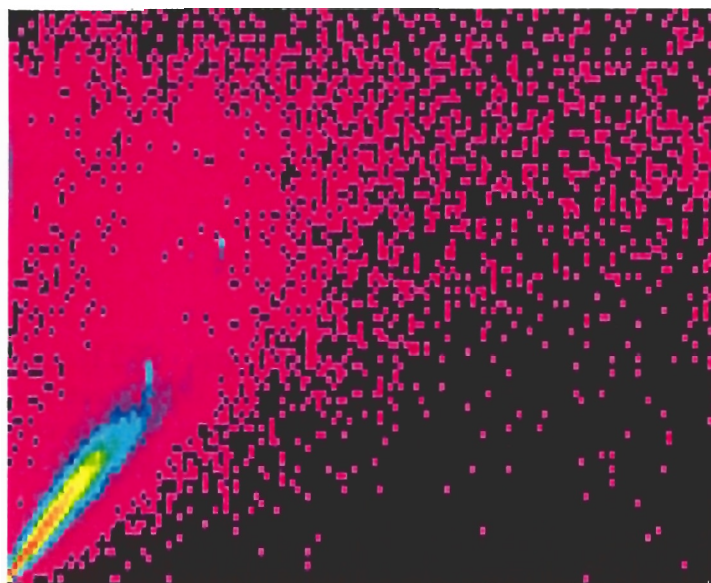
Koppeling databestanden

Voor verdere analyse zijn de SUMO-uitvoer (BM_{raster}) en de remote sensing data ($NDVI_{\text{raster}}$) geïmporteerd en gevisualiseerd in speciale remote sensing-software (ERDAS-Imagine). Hierbij zijn alleen de wolkenvrije rastercellen binnen de EHS in de analyse meegenomen, de rastercellen met wolken zijn gemaskeerd.

4.3 Resultaten

Per gridcel is een SUMO-biomassa en een NDVI bekend. Om te analyseren of er een verband tussen biomassa en NDVI aanwezig is, zijn zogenaamde punt dichtheidsgrafieken gecreëerd. In deze grafieken zijn alle biomassa-NDVI puntparen geplot. Omdat dit tienduizenden punten zijn is de punt dichtheid weergegeven met verschillende kleuren. De resulterende punt dichtheidsgrafiek is geplot in Figuur 11. Figuur 11 laat een duidelijk positief lineair verband zien tussen de NDVI en de SUMO-biomassa. De hypothese dat er een lineair verband is wordt hiermee bevestigd.

Bij de gevolgde methode is echter een kantekening te plaatsen. Er is geen rekening gehouden met de invloed van veel verschillende structuurtypen per gridcel. De verschillen in NDVI die hiervoor mogelijk indicatief zijn, verdwenen echter door het nemen van een gemiddelde NDVI per gridcel. De enige manier om hier correct mee om te gaan, is gridcellen te selecteren die maar 1 structuurtype bevatten. Lichter bij een gridcelgrootte van 6.25 ha blijven er maar weinig gridcellen over voor de analyse. De resultaten moeten daarom geïnterpreteerd worden als indicatief en veelbelovend.



Figuur 11. Punt dichtheidsgrafiek van SUMO-biomassa (BM_{raster} op X-as) en NDVI ($NDVI_{\text{raster}}$ op Y-as) voor 1999. Schaal zwart (geen punten) -> paars (lage punt dichtheid) -> blauw -> groen -> geel -> rood (veel datapunten - grote dichtheid)

4.4 Conclusies en Aanbevelingen.

De vergelijkende analyse van satellietbeelden en SUMO-uitvoer resulteerde in een positief lineair verband tussen de door het SUMO-model berekende groene biomassa en de uit satellietbeelden verkregen vegetatie-index NDVI. Remote sensing kan dus gebruikt worden om SUMO te valideren. Bij de gevolgde methode zijn echter twee kanttekeningen te plaatsen waar geen rekening mee is gehouden maar die wel invloed hebben op de resultaten.

Als eerste kunnen er grote verschillen in biomassa tussen de vegetatiestructuurtypen zijn. De verschillen in NDVI die hiervoor mogelijk indicatief zijn, verdwenen echter door het nemen van een gemiddelde NDVI per gridcel. Het verband tussen de SUMO-biomassa en de NDVI kan dan ook beter per vegetatiestructuurtype als per gridcel worden onderzocht. Dit kan worden aangepakt door alleen gridcellen te selecteren die maar 1 structuurtype bevatten waarvan de oppervlakte gelijk is aan het gridceloppervlak. Echter bij een gridcelgrootte van 6.25 ha blijven er maar weinig gridcellen over voor de analyse. Voorgesteld wordt om in een vervolgonderzoek een kleinere gridcelgrootte te nemen en SUMO te draaien voor enkele karakteristieke proefgebieden in Nederland alvorens een vergelijking met satellietbeelden te maken.

Ten tweede kunnen biomassaverschillen met NDVI beter eerder in het seizoen worden vastgesteld in plaats van pas augustus vanwege de volledige bedekking van de vegetatie. Om rekening te houden met de veranderingen in het seizoen van de verschillende vegetatiestructuurtypen is het beter meerdere satellietbeelden per jaar te analyseren. Voorgesteld wordt om in een vervolgonderzoek meerdere beelden gedurende het groeiseizoen te analyseren om tot een meer realistische schatting van de biomassa per vegetatiestructuurtypen te komen.

5 Verdamping

In paragraaf 2.5 is aangegeven dat verdamping één van de input parameters is in het model SMART'. In dit model wordt een gemiddelde verdamping gebruikt die door een eenvoudig waterbalansmodel wordt berekend (Kros et al., 1995; Kros, 1998).

Diverse onderzoekers toonden in het verleden al aan dat remote sensing, dat wil zeggen multi-spectrale scanneropnamen in combinatie met warmtebeelden, goede mogelijkheden biedt om actuele en betrouwbare informatie te verkrijgen over de ruimtelijke variatie in verdamping. Daarmee zijn remote sensingopnamen potentieel een krachtig hulpmiddel om waterbalansmodellen te initialiseren en te valideren (o.a. Thunnissen and Nieuwenhuis, 1989).

De schaal speelt een belangrijke rol en is bij de toepassing van remote sensing afhankelijk van de resolutie van de beschikbare remote sensingopnamen. In het verleden zijn diverse experimenten uitgevoerd met vliegtuigopnamen. Daarmee worden echter slechts opnamen verkregen van qua omvang beperkte gebieden tegen relatief hoge opnamekosten.

Satellietbeelden leveren tegen beperkte kosten opnamen van grote gebieden. De ruimtelijke en temporele resolutie verschilt sterk per satellietstelsel. De beschikbaarheid van hoge resolutie warmtebeelden is helaas beperkt. In principe levert Landsat TM met een resolutie van 60 m in het thermische bereik de meest gedetailleerde beelden. De opnamefrequentie is in dit geval echter een beperkende factor en is een belemmering voor operationele toepassing. Met NOAA weersatellietbeelden worden dagelijks opnamen van het aardoppervlak gemaakt in zowel het optische als thermische bereik van het spectrum. In verband met bewolking zijn slechts een beperkt deel van de beelden bruikbaar. Verspreid over het seizoen worden echter meerdere beelden verkregen. De ruimtelijke resolutie van dergelijke beelden is slechts 1 km, waardoor voor heterogene gebieden zoals natuurgebieden de ruimtelijke variatie in verdamping wordt uitgemiddeld. De bruikbaarheid in de praktijk voor de Nederlandse situatie is dan ook twijfelachtig.

Na een toelichting op de theorie van verdampingskartering met remote sensing wordt aan de hand van een voorbeeld de potentie van satelliet remote sensing voor de situatie in Nederland geïllustreerd. Aansluitend volgen conclusies en aanbevelingen over de mogelijkheden van remote sensing in waterbalansstudies.

5.1 Verdamping met remote sensing

Met energie- en waterbalansmetingen in het veld kan informatie worden verkregen over de uitwisseling van warmte en waterdamp aan het aardoppervlak. De basis voor de berekening van de verdamping aan het aardoppervlak is de energiebalans. Deze wordt beschreven als:

$$R_n = G_0 + H + \lambda E$$

Hierin is R_n de netto beschikbare energie (Wm^{-2}), G_0 is de opwarming van de bodem (Wm^{-2}), H is de voelbare warmteflux, ofwel de warmteuitwisseling tussen het vegetatieoppervlak en de atmosfeer en λE is de verdamping (Wm^{-2}).

Met de berekening van de verdamping gebaseerd op de energiebalansbenadering wordt informatie verkregen die betrekking heeft op de lokale situatie. Deze informatie kan niet worden geëxtrapoleerd naar grote gebieden vanwege de heterogeniteit van het landoppervlak en het dynamisch karakter van de uitwisselingsprocessen aan het aardoppervlak.

Remote sensing is een krachtig hulpmiddel voor het waarnemen van de uitwisseling van warmte en waterdamp aan het aardoppervlak in aanvulling op puntwaarnemingen. Thunnissen en Nieuwenhuis (1990) ontwikkelden voor landbouwgewassen in Nederland een eenvoudige methode voor de kartering van de verdamping aan de hand van warmtebeelden. Het principe is dat een opwarming van het gewas, zoals dat midden op de dag kan worden waargenomen met warmtebeelden, wordt vertaald in een afname van de verdamping. Hiervoor werden per gewas relaties afgeleid, waarbij op de opnamedag alleen aanvullende standaard meteorologische waarnemingen nodig zijn voor de vertaling van de gewastemperatuur, afgeleid uit warmtebeelden, in een relatieve dagverdampingsfractie. Op deze wijze kunnen warmtebeelden worden omgezet in verdampingsbeelden.

In de jaren tachtig werd de ontwikkelde methode met succes toegepast voor diverse regio's in Nederland, waarbij gebruik gemaakt werd van vliegtuigscanneropnamen. In het kader van een project in Oost-Gelderland onderzocht Thunnissen (1984) de mogelijkheden van remote sensing voor de calibratie van hydrologische modelberekeningen. Hij concludeerde dat warmtebeelden geschikt zijn voor de toetsing van de berekeningen met ééndimensionale hydrologische modellen.

Hobma (1991) analyseerde voor het eerst warmtebeelden van natuurgebieden. Voor het Drentse Aa gebied toonde hij aan dat patronen op warmtebeelden overeen kwamen met regionale hydrologische verschillen. Op grond van de bevindingen van Hobma kan worden geconcludeerd dat remote sensingopnamen in principe ook gebruikt kunnen worden voor de kartering van de verdamping van natuurgebieden, hoewel er over de specifieke fysische karakteristieken van natuurlijke vegetaties, zoals de aerodynamische en stomatale weerstand, tot op heden weinig bekend is.

Recent is het model SLBS (Surface Energy Balance System) ontwikkeld. Dit model is gebaseerd op fysische concepten en is daarom algemeen toepasbaar. Besloten is om dit model in dit onderzoek toe te passen. Voor een meer uitgebreide beschrijving van dit model en resultaten van een tweetal experimenten in het buitenland wordt verwezen naar bijlage IV. Het model berekent de verdampingsfractie op het opnametijdstip van de satellietopnamen door het oplossen van de energie-

balansvergelijking aan het aardoppervlak. Naast uit warmtebeelden afgeleide oppervlaktetemperaturen heeft dit model alleen standaard meteorologische invoerparameters nodig. Verder wordt in dit model gebruik gemaakt van de randvoorwaarde dat onder extreem droge omstandigheden de verdamping verwaarloosbaar klein is en de beschikbare energie volledig wordt gebruikt voor opwarming van bodem en atmosfeer. Een tweede randvoorwaarde zijn 'natte' omstandigheden, waarbij de voelbare warmteflux minimaal is, terwijl dan de verdamping een maximale waarde bereikt. Met deze twee randvoorwaarden kan de energiebalans worden opgelost en wordt een algemeen toepasbare methode verkregen voor de relatie tussen de oppervlaktetemperatuur, zoals afgeleid uit warmtebeelden en de momentane verdampingsfractie.

5.2 RS experiment

Voor 1995 zijn wolkenvrije NOAA/AVHRR beelden toegepast voor de kartering van de verdamping. De benodigde fysische oppervlakteparameters zijn bepaald conform de methode beschreven door Su et al (1998) en Su et al (2001). In combinatie met standaard meteorologische waarnemingen van het KNMI is de verdampingsfractie gekarteerd door gebruik te maken van het model SI/BS. Figuur 12 toont een voorbeeld voor 10 augustus 1995.

Gemeten warmtefluxen te Cabauw en voor een bosopstand op de Veluwe nabij Garderen zijn vergeleken met de verkregen remote sensing resultaten. Hieruit werd geconcludeerd dat de remote sensing resultaten betrouwbare informatie opleveren over de warmtefluxen en daarmee ook voor de variatie in verdamping op de schaal van Nederland (Bastiaanssen et al., 2001).

Gezien de resolutie van de toegepaste satellietopnamen wordt slechts globale informatie verkregen en wordt geen gedetailleerd beeld verkregen van de variatie in de verdamping binnen natuurgebieden in Nederland, behalve voor grote gebieden zoals de Veluwe. De Veluwe toont een verdampingsfractie variërend van 0.25 (heide en zandverstuivingen) tot 0.60 voor bossen.

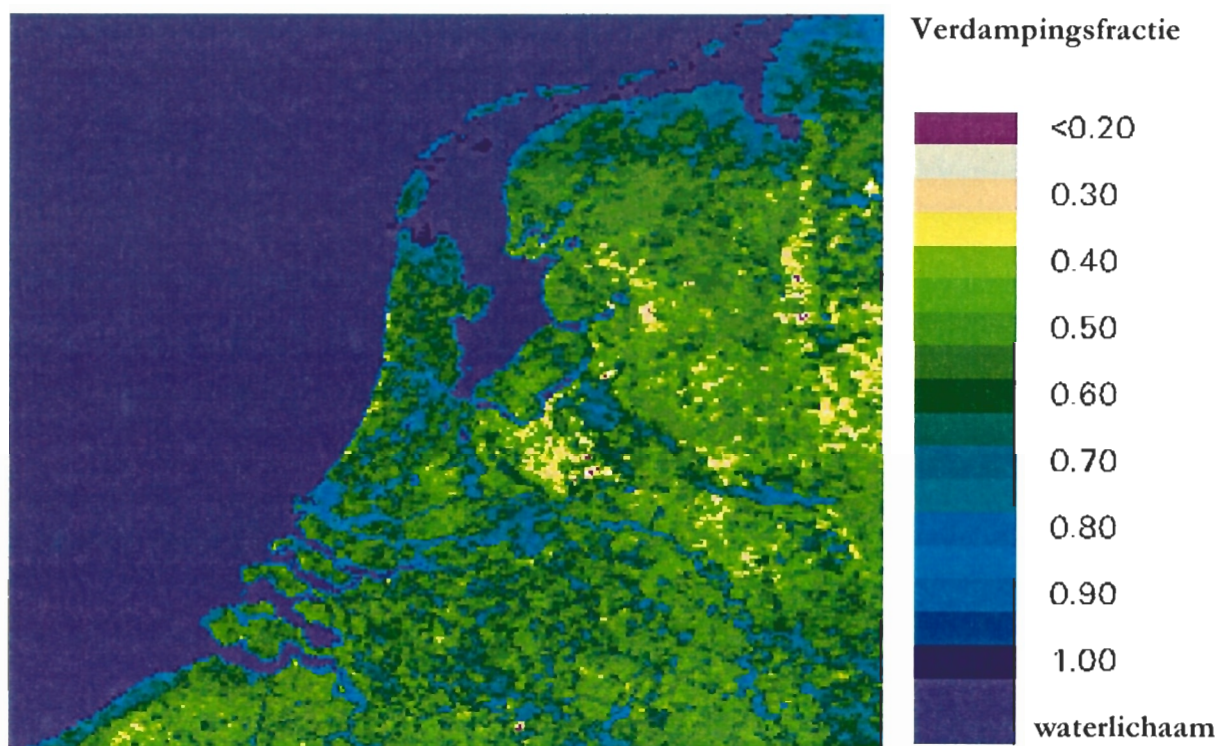


Figure 12. Schattingen met SEBS van de verdampingsfractie voor het beeld van 10 augustus 1995

5.3 Conclusies en aanbevelingen

Het model SEBS is toegepast voor de kartering van de regionale verdamping in Nederland aan de hand van NOAA/AVHRR reflectie- en warmtebeelden. Daarmee werd een globaal beeld verkregen van de variatie in verdamping voor geheel Nederland. Naast de informatie afgeleid uit satellietopnamen zijn standaard meteorologische waarnemingen toereikend.

Vanwege de resolutie van de gebruikte satellietbeelden werden slechts gemiddelde verdampingsfracties verkregen per oppervlakte-eenheid van ruim 1 km². Het detail is te beperkt om vegetatiespecifieke informatie af te leiden binnen natuurgebieden in Nederland. Het voorbeeld toont echter wel aan dat remote sensing-opnamen nuttige informatie verstrekken over de regionale variatie in verdamping. Daarmee zijn remote sensing-opnamen potentieel een uitermate nuttig hulpmiddel voor de initialisatie en validatie van de actuele verdampingsflux, zoals deze wordt berekend met behulp van waterbalansmodellen.

De verdamping van landbouwgewassen is in de afgelopen jaren door diverse onderzoekers op uitgebreide schaal bestudeerd. Daarmee is veel bekend over de aerodynamische weerstand van gewasoppervlakken, wateropname door de wortels en watertransport in de plant en de verdampingsverliezen via de huidmondjes. Over de

fysische oppervlaktekarakteristieken van natuurlijke vegetaties is echter nog maar weinig bekend. Directe metingen van de verdampingsflux boven natuurlijke vegetaties met bijvoorbeeld scintillometers kan dit inzicht aanzienlijk vergroten.

De toepasbaarheid van NOAA/AVHRR weersatellietbeelden is beperkt qua ruimtelijke resolutie. Wel bieden dergelijke satellietbeelden goede mogelijkheden voor het opbouwen van tijdreeksen die te gebruiken zijn voor de validatie van modellen. Onderzoek naar de toepassingsmogelijkheden van tijdreeksen wordt dan ook aanbevolen.

6 Algemene conclusies en aanbevelingen

In het huidige project is gekozen voor een brede opzet, waarin diverse mogelijkheden voor remote sensing toepassingen t.b.v. NPB-functie zijn verkend. Dit aan de hand van case studies en literatuuronderzoek. De samenwerking met de inhoudelijk deskundigen (modelbouwers) is van essentieel belang om de vraagkant te verhelderen en de aanbodkant hierop af te stemmen. De kwaliteit van gegevensbronnen afgeleid uit remote sensing moet namelijk gezien worden in de context van het beoogde gebruik. Dit vereist een goede samenwerking tussen modelbouwers en remote sensing deskundigen. In het huidige project is het draagvlak voor deze samenwerking verhoogd. Beide partijen hebben meer inzicht gekregen in de expertise van elkaar en in mogelijke aanknopingspunten. Het wordt daarom ook sterk aanbevolen om deze samenwerking aan de hand van vervolgstudies te stimuleren.

Voor het maken van een actuele moerassenkaart zou het gedateerde moerassenbestand van Alterra als basis gebruikt kunnen worden. Aanbevolen wordt om het bestand aan te vullen met een visuele interpretatie van luchtfoto's en/of satellietbeelden. De visuele interpretatie dient wel vergeleken te worden met veldgegevens. Verder dient men tot een goede afstemming te komen van wat men onder moerassen verstaat.

Het is nog onduidelijk of het beheer van riet oftewel het onderscheid tussen overjarig (oud) en gemaaid (jong) riet met RS is te bepalen. Een eventueel onderzoek om te kijken of het onderscheid tussen beheerd en onbeheerd riet met RS mogelijk is, heeft in elk geval als voorwaarde dat er multi-temporele beelden beschikbaar zijn van voldoende detail. De beelden moeten de situatie weergeven voor en na het maaien van het riet en een resolutie hebben waarop het beheer waarneembaar is.

Uit het gepresenteerde onderzoek is gebleken dat binnen van te voren vastgelegde moerasgebieden (percelen) met RS een onderscheid is te maken tussen gras en rietlanden. De aggregatie van classificatieresultaten naar perceelsniveau maakt het bestand geschikt voor monitoring van veranderingen in de hoeveelheid riet. Het objectgericht classificeren van begroeiingstypen wordt aanbevolen indien men geïnteresseerd is om veranderingen in de tijd te volgen.

De begrenzing van bosterreinen kan ook op basis van remote sensing (Landsat TM beelden) worden geactualiseerd. Verloofing en verbossing zijn door middel van objectclassificaties te bepalen. De bospercelen dienen daarbij van te voren wel vastgelegd te zijn.

Naast het onderscheid tussen loof-, naald- en gemengd bos is de boomhoogte met RS te bepalen. Laser-altimetrie biedt hier perspectieven om de hoogte van boomlagen per 25m² te bepalen. De via laser-altimetrie bepaalde boomhoogten zijn geschikter als invoer dan de boomhoogte uit de Vierde Bosstatistiek voor bossuccessie- en productiemodellen.

Voor het afleiden van de begroeiingstypen wordt al indirect gebruik gemaakt van via RS verkregen informatie (o.a. TOP10Vector, I.G.N.). A.h.v. de begroeiingstypen moeras en bos bleek dat RS nog meer informatie kan leveren over bedekking en dichtheid van begroeiingstypen (objectgerichte classificatie). In dit kader verdient het aanbeveling om te onderzoeken welke rol RS kan spelen in het leveren van informatie over de vergrassing van heide en/of struweelvorming. Andere kenmerken die met behulp van RS technieken geleverd kunnen worden zijn de detaillering van de akkers naar gewastypen (I.G.N.4, PiriReis). De differentiatie (o.a. naar beheer) van agrarische graslanden m.b.v. RS materiaal dient verder onderzocht te worden. In LARCIH bestaat een duidelijke behoefte naar een meer gedetailleerde habitatkwaliteit voor het agrarisch gebied.

De resultaten van de validatie van biomassa berekend door SUMO met satellietbeelden zijn veelbelovend maar enkel nog indicatief. Om deze relatie te versterken wordt voorgesteld om in een vervolgonderzoek een kleinere gridcelgrootte te nemen en SUMO te draaien voor enkele karakteristieke proefgebieden in Nederland alvorens een vergelijking met satellietbeelden te maken. Ten tweede wordt voorgesteld om in een vervolgonderzoek meerdere beelden gedurende het groeiseizoen te analyseren om tot een meer realistische schatting van de biomassa per vegetatiestructuurtypen te komen.

Het model SEBS is bruikbaar voor het aan de hand van NOAA/AVHRR beelden karteren van de regionale verdamping van Nederland. De mate van detail is echter te beperkt waardoor vegetatiespecifieke informatie binnen natuurgebieden niet is af te leiden. De remote sensingopnamen verstrekken nuttige informatie over de regionale variatie in verdamping. Dergelijke satellietbeelden bieden goede mogelijkheden voor het opbouwen van tijdreeksen die te gebruiken zijn voor de validatie van modellen. Onderzoek naar de toepassingsmogelijkheden van tijdreeksen wordt dan ook aanbevolen.

Voor het berekenen van de verdamping van natuurlijk vegetaties verdient het aanbeveling om de fysische oppervlakte karakteristieken van deze vegetaties te bepalen. Deze informatie is nodig om op gedetailleerde schaal de verdamping voor natuurlijke vegetaties te kunnen berekenen die vervolgens als input voor modellen zou kunnen dienen.

Samenvatting

In het kader van het GIS en RS programma is een project gedefinieerd om de toepassingsmogelijkheden van RS t.b.v. NPB-taken te onderzoeken. Door het NPB is aangegeven dat er gebrek is aan (geografische) databestanden als invoer voor modellen en voor de validatie van de modeluitkomsten. De beschikbare databestanden bevatten vaak onvoldoende informatie, zijn gedateerd of van onvoldoende detail. Het doel van het project is de mogelijkheden van remote sensing toepassingen voor de verbetering van de modelinvoergegevens en voor modelvalidatie te verkennen en te toetsen. In het huidige project is gekozen voor een brede opzet, waarin diverse mogelijkheden voor remote sensing toepassingen t.b.v. NPB-functie zijn verkend. Dit aan de hand van case studies en literatuuronderzoek. De bevindingen van dit project kunnen ingezet worden bij verdere aansturing van remote sensing onderzoek t.b.v. het NPB. Drie modellen zijn geselecteerd voor de uitwerking van de doelstelling te weten: SMART, SUMO en LARCH. SMART voorspelt abiotische factoren als functie van onder andere verdampingsgegevens; SUMO voorspelt de groei van de biomassa en LARCH analyseert of metapopulaties levensvatbaar zijn. Er is gekeken naar de verbetering van modelinvoergegevens, namelijk de begroeiingstypenkaart (SUMO, LARCH) en verdampingsgegevens (SMART). Wat betreft SUMO is ook gekeken naar modelvalidatie.

RS kan een goede bijdrage leveren voor een actuele begroeiingstypenkaart die als input voor het model LARCH dient. Actuele informatie betreffende de begroeiingstypen moeras en bos is met remote sensing te verkrijgen. Men kan hierbij denken aan operationele en toekomstige toepassingen. Operationele toepassingen liggen op het vlak van het bepalen van de locatie van begroeiingstypen en het onderscheid in bedekkingstypen binnen een (hoofd)begroeiingstype. Het bepalen van beheer met behulp van remote sensing staat nog in de kinderschoenen. Echter het bepalen van boomhoogten m.b.v. laser-altimetrie biedt nieuwe perspectieven. Het aggregeren van informatie op pixelniveau naar perceelsniveau biedt perspectieven om veranderingen in de tijd te monitoren.

De vergelijkende analyse van satellietbeelden en SUMO-uitvoer laat een positief lineair verband zien tussen de door het SUMO-model berekende groene biomassa en de uit satellietbeelden verkregen vegetatie-index NDVI. Remote sensing kan dus gebruikt worden om SUMO te valideren. Bij de gevolgde methode dient men zich wel te realiseren dat men geen rekening heeft gehouden met variatie in biomassa tussen vegetaties binnen de gridcellen waarop SUMO zijn berekeningen heeft gebaseerd. Men zou tot een betere schatting van de biomassa komen als meerdere beelden gedurende het groeiseizoen beschikbaar zijn.

Remote sensing is een krachtig hulpmiddel voor het waarnemen van de uitwisseling van warmte en waterdamp aan het aardoppervlak in aanvulling op punt-waarnemingen. Specifieke relaties maken het mogelijk om per (landbouw)gewas de warmtebeelden om te zetten in verdampingsbeelden. Voor natuurlijke vegetaties zijn

deze relaties niet bekend. Het model SEBS zou uitkomst kunnen bieden, omdat het gebaseerd is op fysische concepten waardoor het algemeen toepasbaar is. Het model is bruikbaar voor het aan de hand van NOAA/AVHRR beelden karteren van de regionale verdamping van Nederland. Echter de mate van detail is te beperkt waardoor vegetatiespecifieke informatie binnen natuurgebieden niet is af te leiden. De remote sensingopnamen verstrekken echter wel nuttige informatie over de regionale variatie in verdamping. Deze informatie is uitermate nuttig voor de validatie van de actuele verdampingsflux, zoals berekend in waterbalansmodellen.

Remote sensing is een techniek om ruimtelijke informatie te verzamelen. Hierbij zijn veldgegevens of andere additionele data echter onontbeerlijk. Een kosten-baten analyse moet informatie verschaffen of RS daadwerkelijk kosteneffectief kan worden toegepast.

Literatuur

- Asrar, G. , 1989. Theory and applications of optical remote sensing. John Wiley & Sons, USA, 734 pp.
- Bastiaanssen, W.G.M., H. Pelgrum, G.J. Roerink and K. Soeterik, 2001. Soil moisture conditions in The Netherlands during the summer of 1995 interpreted from satellite measurements. In: A. van Dijk and M.G. Bos (eds.), 2001. *GIS and Remote Sensing Techniques in Land- and Water-management*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 69-86.
- Brongers, M., Wymenga, E. & Jalving, R., 1999. Ecologisch onderzoek in de herinrichting Alde Feanen. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, A&W - rapport 200, Veenwouden, Nederland.
- Bruin, S. de, Clevers, J.G.P.W. & Nieuwenhuis, G.J.A., 1997. Huidige en toekomstige rol van remote sensing in de geo-informatievoorziening op het beleidsterrein van het ministerie van L, N & V. BCRS 97-01, NRSP-2, Delft, Nederland.
- Buiten, H.J. & Clevers, J.G.P.W. (red.), 1990. Remote Sensing, theorie en toepassingen van landobservatie Pudoc, Wageningen.
- Bunschoten, J., 1986. Hoeveel bos is er in Nederland? Maandstatistiek van de Landbouw 86/1: 44-47.
- CBS, 1985. De Nederlandse bosstatistiek. Deel 1 oppervlakte bos, 1980-1983. Staatsuitgeverij, CBS-publikaties, Den Haag.
- Clevers, J.G.P.W., 1989. The application of a weighted infra-red vegetation index for the estimation of Leaf Area Index by correcting for soil moisture. Remote Sens. Environ. 29: 25-37.
- Dirkse, G.M. & Daamen, W.P., 2000. Pilot Meetnet Functievervulling bos, natuur en landschap. Alterra-rapport 097. Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Nederland.
- Dirkse, G.M. Daamen, W.P. & Schoonderwoerd, H., 1998. Ontwerp Meetnet Functievervulling Bos. IBN-rapport 428. IBN, Wageningen, Nederland.
- Dirkse, G.M., Daamen, W.P. & Schuiling, C., 2001. Toelichting Bossenkaart. Alterra-rapport 292. Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Nederland.
- Erdas Imagine, 1991. Field Guide, Version 7.5. Atlanta, Georgia, USA.

Foppen, R.P.B. & Chardon, J.P., 1998. LARCI-EUROPE: a model to assess the biodiversity potential in fragmented European ecosystems. IBN report 98/4. Institute for Forestry and Nature Research (IBN) – Alterra, Wageningen, Nederland.

Griffioen, A.J., Meeuwsen, H.A.M. & van Rooij, S.A.M., 2000. Afleiding inputbestand voor LARCI: Begroeiingstypenkaart 2000 (250*250m). Intern rapport Alterra.

Hagedoorn, P., Daamen, W. & Dirkse, G.M., 2001. De ORACLE database voor het Meetnet Functievervulling bos (MFV-bos). Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, Nederland.

Hagman, P.A., 1999 (red.). Inventarisatie remote sensing toepassingen V&W. Stand van zaken en vooruitblik. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, DG – Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst, Delft.

Hinsberg, van H., Dijkstra, H.J., Hinssen, P.J.W., Kramer, K., Leus, P.M.R., Reiling, R., Reijnen, M.J.S.M., Tol, v.d. M.W.M. & Wiertz, J., 1999. Stroomlijning NatuurPlanBureau modellen. Inventarisatie van en keuze voor modellen voor Natuur, Landschap en Bos. NatuurPlanBureau werkdocument, DLO en RIVM.

Hobma, T.J.W., 1991. Toepassing van remote sensing en hydrologische modellen in ecohydrologisch onderzoek in twee Drentse beekdalen. Interne mededelingen nr. 218, SC-DLO (Alterra), Wageningen, Nederland.

Janssen, L., 1994. Methodology for updating terrain object data from remote sensing data. The application of Landsat TM data with respect to agricultural fields. Ph.D. thesis Wageningen University, the Netherlands.

Janssen, J.A.M., Kloosterman, E.H., Bergs, J. van den & Zonneveld, L.M.I., 1996. Het Ameland Schalenproject. De mogelijkheden van remote sensing technieken voor vegetatie monitoring ten behoeve van het natuurbeheer. Beleidscommissie Remote Sensing (BCRS), NRSP-2 report 95 – 16, Delft, Nederland.

Khaled, A.S., 2002. Geo-data & information processing application for habitat indicators. Support the Nature Planning Agency indicator production and quality study in the Netherlands. Thesis Report GIRS-2002-07, Centrum for Geo-Information (CGI), Wageningen University, The Netherlands.

Kros, J., Reinds, G.J., de Vries, W., Latour, J.B. & Bollen, M.J.S., 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95, SC-DLO & RIVM.

Kros, 1998. De modellering van de effecten van verzuring, vermeting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Reeks Natuurplanbureau 3, SC-DLO (Alterra), Wageningen, Nederland.

Leeuwen, N. van & Strien, A. van, 1997. Begroeiingstypen-kaarten voor natuurmeetnetten. CBS, Voorburg.

Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W., 2000. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, Inc., USA.

NEN, 1995. Terreinmodel Vastgoed. Termen, definities en algemene regels voor de classificatie en codering van de aan het aardoppervlak gerelateerde ruimtelijke objecten. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft, Nederland.

Niemeijer, I., Reitsma, J.M. & Horssen, P.W. van, 2000. Jonge verlandingsstadia in Nederland. Inventarisatie en opzetten databases: riet en krabbenscheervegetaties. Rapport nr. 00 – 080. Bureau Waardenburg, Culemborg, Nederland.

Noordman, E., Thunnissen, H.A.M. & Kramer, H., 1997. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN2-grondgebruiksbestand. Achtergrondinformatie bij het gebruik van het bestand. Alterra (SC-DLO) rapport 515, Wageningen, Nederland.

Pouwels, R., 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyse van een landschap. Alterra-rapport 043. Alterra, Wageningen, Nederland.

Reijnen, R., Jochem, R., de Jong, M., de Heer, M. & Sierdsema, H., 2001. LARCH Vogels Nationaal. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235. Alterra, Wageningen, Nederland

Rintjema, S., Claassen, T.H.L., Hettema, H., Hosper, U.G. & Wymega, E. (red.), 2001. De Alde Feanen. Schets van een laagveenmoeras. It Fryske Gea, Olterterp & Friese Pers Boekerij, Leeuwarden, Nederland.

Rondeaux, G., 1995. Vegetation monitoring by remote sensing: a review of biophysical indices. Photo-Interpretation 3: 197-216.

Sanders, M.E., 1999. Remotely sensed hydrological isolation: a key factor predicting plan species distribution in fens. IBN Scientific Contributions 17, Alterra (IBN-DLO), Wageningen, Nederland.

Sanders, M.E., 2000a. Kronendakmonitoring. Toepassing van luchtfoto's in het bosreservatenprogramma. Alterra rapport 170, Wageningen, Nederland.

Sanders, M.E., 2000b. Nieuwe methodieken voor bosstatistieken? Hoogte van bomen bepaald met remote sensing. Bosbouw tijdschrift, december 2000.

Schmidt, A.M., Rossum, G. van & Kloosterman, E.H., 1997. De mogelijkheden van remote sensing bij kartering en monitoring ten behoeve van het natuurbeleid. BCRS 96-26, NRSP-2, Delft, Nederland.

Schmidt, A.M., Bregt, A.K., Hilgen, P.R., Lentjes, P.G., Seubring, A.M. & Zeeuw, C.J. de, 1999. Evaluatie van vier varianten voor de Basiskaart Natuur, Bos en Landschap. Alterra rapport 666, Wageningen, Nederland.

Schmidt, A.M. Schuiling, C. & Clement, J., 2001. Pilot Basiskaart Natuur Bos en Landschap. Legenda en procedure voor de vervaardiging van de Basiskaart Natuur Bos en Landschap geïllustreerd aan de hand van een vijftal proefgebieden. Alterra rapport 351, Wageningen, Nederland.

Sierdsema, H., 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SOVON-onderzoeksrapport 1995/04, Staatsbosbeheerrapport 1995-SOVON/SBB, Beck-Ubbergen/Driebergen.

Staatbosbeheer, 1988. Instructie veldopname Vierde Nederlandse Bosstatistiek. Rapport 1988-22, mei 1988. Staatsbosbeheer, Sector Bosbouw, Afdeling Statistiek.

Su, Z., M. Menenti, H. Pelgrum, B.J.J.M. Van den Hurk, and W.G.M. Bastiaanssen, 1998: Remote sensing of land surface fluxes for updating numerical weather predictions. In G.J.A. Nieuwenhuis, R.A. Vaughan, and M. Molenaar, (Eds.), Operational Remote Sensing for Sustainable Development. Balkema, 393-402.

Su, Z., 2001, A. Surface Energy Balance System (SEBS) for estimation of turbulent heat fluxes from point to continental scale, in Z. Su and J. Jacobs, (eds.), Advanced Earth Observation – Land Surface Climate, Publications of the National Remote Sensing Board (BCRS), USP-2, 01-02, 184pp.

Tewolde Gebremedhin, T., 2001. LANDSAT 7 spectral information and GIS database for forest surveying. A case study in IJde-Wageningen-Renkum forest area, the Netherlands. Thesis Report GIRS-2001-08, Centrum for Geo-Information (CGI), Wageningen University, The Netherlands.

Topografische Dienst Nederland. 1998. Productbeschrijving en objectencatalogus TOP10vector. Topografische Dienst Nederland, Emmen.

Thunnissen, H.A.M., 1984. Hydrologisch beschrijving van een studiegebied rond pompstation 't Klooster. Toepassing van hydrologische modellen en remote sensing. Remote sensing studieproject Oost-Gelderland. Deelrapport 4. ICW (Alterra, Wageningen, Nederland.

Thunnissen, H.A.M. and G.J.A. Nieuwenhuis. 1989. An application of remote sensing and soil water balance simulation models to determine the effect of groundwater extraction on crop evapotranspiration. Agric. Water. Manage. 15:315-332.

Thunnissen, H.A.M. and G.J.A. Nieuwenhuis. 1990. A Simplified Method to Estimate Regional 24-h Evapotranspiration from Thermal Infrared Data. Remote Sens. Environ. 31:211-225.

Vels, L., 1994. Actualisering bosstatistiek met behulp van Remote Sensing. NRSP-2 94/22. Beleidscommissie Remote Sensing (BCRS), Delft, Nederland.

Vereniging Natuurmonumenten, 1996. Natuur- en wandelgebieden in Nederland. Vereniging Natuurmonumenten, 's Gravenland, Nederland.

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000a. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1; Verbetering van de Vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 045, 84 p.

Wit, A.J.W. de, Heijden, Th. G. C. van der & Thuninissen, H.A.M., 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3 – grondgebruiksbestand. Alterra (SC-DLO) rapport 663, Wageningen, Nederland.

Bijlage I GIS-bestanden met het begroeiingstype moeras.

Moerassenbestand Alterra

De definitie van moeras is in dit bestand niet eenduidig: open water (donkere delen) is soms wel en soms niet meegenomen. Verder zitten er thematische/geometrische fouten in het bestand: de plaats Larnewoude is als moeras weergegeven (figuur I.1).

Het moerassenbestand van Alterra is een polygonen bestand gemaakt in 1995 gebaseerd op schaal 1:25000. De aanmaak van het bestand was een eenmalig actie, er worden dus geen updates gemaakt. Het bestand is afgeleid van de analoge topografische kaart (handmatige digitalisatie van dras- en rietlandvlakken).

Na clustering van moerasgebieden die minder dan 200 m uiteen liggen bleven er 1149 gebieden over die samen een totaal oppervlakte van 39589 ha (waarvan 12000 ha riet volgens Waardenburg) aan moerassen in Nederland vormen (tabel 2). Moeraspolygonen kleiner dan 100 m² (1 are) zijn niet meegenomen in het bestand. Het bestand bevat de volgende informatie (polygoon attributen):

- percentage riet van de totale polygon
- percentage beheerd riet van de totale polygon
- oppervlakte riet in de polygon
- oppervlakte beheerd riet in de polygon

De beheersinformatie is steekproefsgewijs van beheerders (o.a. provincies) betrokken en daarna geëxtrapolerd. Een nadeel is dus dat niet alle informatie verifieerbaar en 'hard' is (zie Waardenburg's moerassenkaart). Verder zijn soms de afwijkingen in bepaalde gebieden groter dan 200 m (Schmidt et al., 1999). In een later stadium is de geometrie van het bestand verbeterd (pers. comm. Griffioen).

LGN3+

Het LGN3+ bestand is een raster van het grondgebruik van Nederland. Het bestand heeft een resolutie van 25m*25m grid. Het wordt elke vier jaar geactualiseerd. De totale oppervlakte aan moerassen in Nederland volgens het LGN3+ bestand is 26404 ha. De minimale grootte van een moeras eenheid is 1 ha waarbij het moeras wel breder moet zijn dan ongeveer 75 meter. Moeras is in LGN3+ hetzelfde gedefinieerd als in het moerassenbestand. Lichter alleen de moerassen die in de natuurgebieden van LGN3+ (bepaald m.b.v. additionele data waaronder de CBS bodemstatistiek) voorkomen zijn meegenomen. Dit betekend o.a. dat open water niet is meegenomen. Verder zijn langerekte rietkragen (smaller dan 75 meter) dus niet meegenomen.

De moerasgebieden binnen LGN3+ zijn geselecteerd op basis van het moerassenbestand van Alterra. Gezien de slechte geometrische kwaliteit van het bestand is de informatie met behulp van visuele interpretatie overgezet naar het LGN3+-bestand, waarbij de thematiek van het moerassenbestand (het leidende bestand) is gebruikt en de geometrie van het LGN3-bestand. Daarnaast is er een onderscheid aangebracht tussen 'rietvegetatie' en 'overige moerasvegetatie' op basis van interpretatie van satellietbeelden van 24 mei 1995 en 12 augustus 1995 (de Wit et al., 1999).



Figuur I.1. Landsat TM beeld van 6 mei 2000 met moeraspolygonen uit Alterra's moerassenbestand voor deel kaartblad 11B (proefgebied)

Verder is de code 11 'loofbos' uit LGN3 is omgezet naar code 43 'bos in moerasgebied' als er bossen voorkwamen binnen het gebied dat als moeras was aangegeven in het moerassenbestand. Voor de meeste gebieden volstond deze procedure, voor de Weerribben en Brederwiede is een nieuwe classificatie gemaakt door middel van unsupervised clustering van het satellietbeeld van 12 augustus 1995 (de Wit et al., 1999).

Ondanks dat het LGN3+ bestand wordt geactualiseerd vindt er in feite geen update plaats van de natuurgebieden. De informatie t.a.v. natuur uit LGN3+ wordt overgenomen voor de productie van LGN4. Voor de schaal waarop LGN4 gemaakt is zijn veranderingen in een periode van 4 jaar voor natuurgebieden te gering om mee te nemen. De vraag hierbij is wel binnen hoeveel jaar is een actualisatie van landgebruik binnen natuurgebieden nodig. De actualisatie cyclus hangt sterk af van op welk schaalniveau je kijkt en naar welke processen. Mogelijkerwijs zijn er wel trends binnen natuurgebieden waar te nemen met objectgericht classificeren voor een vierjarige periode.

CBS

Het CBS bodemgebruik bestand heeft een schaal van 1:25000 en wordt om de 4 jaar geactualiseerd. In het bestand worden geen moerassen onderscheiden maar ze vallen onder de eenheid natte natuurlijke terreinen (code 62). Binnen deze eenheid vallen kwelders, schorren of gorzen, natte heide terreinen, veengronden, riet en biezengronden, droog gevallen gronden, blauwe graslanden en water binnen de bovengenoemde gevallen mits smaller dan 20m of kleiner dan 2 ha. Het totale oppervlak natte natuurlijke terreinen is 54078 ha. Natte natuurlijke terreinen worden deels m.b.v. de topografische kaart bepaald. Echter ze zijn niet duidelijk gedefinieerd.

TOP10vector

Het TOP10vector bestand wordt elke 4 jaar ge-update en kent een invoernauwkeurigheid van 1:10000. Het is een polygonen bestand (vector bestand), hetgeen wil zeggen dat er vlakken gedefinieerd zijn waaraan attributwaarden hangen. Het bestand kent slechts enkele polygonen (enkele ha) die als moeras (drassig) gedefinieerd zijn (code 6303). Het overgrote deel van de drassige gebieden (=moerassen) wordt aangegeven met een aparte layer dras/rietsymbolen over het polygonen bestand heen (codes 6300/6310). Echter door dras/riet (punt) symbolen te combineren met de vlakken waarin ze voorkomen kan een bestand gegenereerd worden van vlakken/polygonen die als moeras bestempeld worden. Het totale oppervlak van deze vlakken is 49366 ha. Echter door een verandering van methodiek in de vervaardiging van TOP10vector komen deze dras/riet symbolen niet voor in de noordelijke provincies. Hier komen dus geen “moeras” vlakken voor. Een vergelijking tussen dit bestand en andere moerasbestanden voor heel Nederland gaat daardoor mank (pers. com Rini Schuiling).

Verder wordt in de product-omschrijving van de TDN (1998) geen uitspraak gedaan over de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van de ligging van moerassen (symbolen en vlakken) en wordt niet duidelijk hoe men moeras definieert.

Waardenburg moerassenbestand (rietvegetaties)

Bureau Waardenburg heeft in opdracht van Vogelbescherming Nederland een inventarisatie gemaakt van jonge verlandingsstadia in Nederland (Niemelä et al., 2000). Hierbij zijn databases opgezet voor riet- en krabbenscheervegetaties.

Waardenburg's moerassenbestand (rietvegetaties) kent 2 vegetatietypen die een indicatie geven van het beheer (beheersreeks): jong en oud riet. Daarnaast zijn vier vegetatietypen onderscheiden die tezamen een hydrologische reeks vormen van zeer nat tot droog en verruigd: waterriet, geïnundeerd rietland, vochtig tot droog rietland en verruigd rietland. Beide reeksen kunnen elkaar deels overlappen. Het bestand kan gezien worden als een soort update van Alterra's moerassenbestand. Slechts polygonen met een oppervlakte groter dan 1 ha zijn meegenomen uit Alterra's moerassenbestand (Niemelä et al., 2000). De database van Alterra's moerassenbestand is gevuld cq. uitgebreid en geactualiseerd met werkelijke data zoals percentages riet en verhoudingen gemaaid/niet gemaaid riet. Deze data zijn afkomstig uit “harde” verifieerbare bronnen (natuurbeherende organisaties) en niet geëxtrapoleerd uit steekproef gegevens. Echter deze data zijn divers en inconsistent qua thematiek (vegetatietypologie) en geometrie (schaal en detailniveau). In het bestand is sprake van ruim 15000 ha rietmoeras terwijl dit bij het Alterra bestand

ruim 12000 ha is. Ruim 1000 ha rietmoeras hiervan betreft rietmoeras gelegen buiten de moeraspolygonen van de Alterra moerassenkaart (Niemeijer et al., 2000). Het krabbenscheervegetatie bestand van Waardenburg is gebaseerd op de landelijke FLORBASI van FLORON. Een nieuwe database is opgezet waarbij per kilometerhok informatie is gekoppeld m.b.t. het voorkomen van krabbenscheer (een waterplant voorkomend in beschut voedselrijk water met laag fosfaatgehalte). Voor het invullen van de database waren met name de provinciale milieukarteringen van belang.

De aanmaak van beide bestanden was een eenmalige actie. Verder zijn de bestanden niet in ons bezit en een vergelijking met de hierboven genoemde bestanden is daarom slechts beperkt mogelijk.

BNBL

De Basiskaart Natuur Bos Landschap (BNBL) is gebaseerd op het Terreinmodel Vastgoed (NIEN, 1995). Het Terreinmodel Vastgoed is een standaard geo-informatiemodel bedoeld als een gemeenschappelijke conceptuele basis voor de uitwisseling van geo-informatie tussen verschillende partijen. De Basiskaart NBL is nog in ontwikkeling en de procedure is slechts voor een klein aantal proefgebiedjes getest (Schmidt et al., 1999; Schmidt et al., 2001). De Basiskaart NBL heeft als basis de digitale topografische kaart 1:10000 (TOP10vector) en de vernieuwde bodemstatistiek 1:10000 van het CBS (TOP10bodem). Het TOP10vector bestand dient als geometrische en voor een groot deel ook als thematische basis bij de vervaardiging van de Basiskaart NBL. De natte natuurlijke terreinen uit de bodemstatistiek waar dras en/of rietsymbolen uit de TOP10vector (overlay) voorkomen, worden met behulp van visuele interpretatie van kleurenluchtfoto's 1:25000 (Eurosense 2000 foto's), die ook gebruikt zijn bij het project Basisregistratie Percelen (BRP), omgrensd als moerassen. Voor zover mogelijk is hierbij de geometrie aangehouden van TOP10vector. Verder wordt het detailniveau van TOP10vector gehandhaafd (0.25 ha kleinste karteerbare eenheid).

In het objectenmodel van de BNBL, conform Terreinmodel Vastgoed, valt moeras als terreintype onder het gebied open natuur. De gebiedsindeling is gebaseerd op bodemgebruik (functie) om zo het gebruik of functie van een gebied tot uiting te brengen. Binnen deze gebieden worden opdelende en inrichtende ruimtelijk objecten onderscheiden. Het terreintype moeras is op basis van thematisch kenmerken onderscheiden. Voor nadere toelichting betreffende het objectenmodel zoals gehanteerd in de BNBL wordt verwezen naar Schmidt et al. (2001). Moeras is een aparte legenda-eenheid in de BNBL. Moeras is hierbij gedefinieerd als zijnde terreinen begroeid met een kruidachtige vegetatie, overwegend riet- en grasvegetatie, met een zeer natte met water verzadigde bodem (terreintype). Op de analoge topografische kaart staan deze aangegeven door middel van de symbolen voor riet- en grasland. Vaak worden moerassen gedefinieerd als complexen van water, rietlanden, natte graslanden en bossen. Echter in de Basiskaart NBL zijn bossen en water als aparte legenda-eenheden (vegetatiestructuurtypen) beschouwd (Schmidt et al., 1999). Alleen de kruidachtige vegetatie wordt tot moeras gerekend.

De ruimtelijke objecten (entiteiten) worden in de BNBL in de vorm van vlakkelementen (polygonen) weergegeven. De geometrische en thematische kenmerken (attributen en attribuutklassen) worden in een tabel opgeslagen en zijn door middel van labelpunten aan de vlakobjecten (polygonen) gekoppeld (Schmidt et al., 2001).

De Basiskaart NBL verkeert nog in de pilot-fase (definitie legenda + procedure zijn af). De BNBL is nog niet landsdekkend beschikbaar. Een vergelijking met andere landsdekkende bestanden is daarom tot op heden niet mogelijk. Het is nog onzeker of uitvoering van de BNBL zal gaan plaats vinden (Schmidt et al., 2001)

Vergelijking verschillende bestanden

Uit de bovenstaande beschrijving van de verschillende bestanden blijkt dat de definitie voor moeras niet voor alle bestanden overeenkomt en dat niet altijd duidelijk is wat men onder moeras verstaat. Wel is gebleken dat de meeste bestanden de topografische kaart (analoog) of TOP10vector(digitaal), het toekomstige Geografische Kernbestand (GKB), direct of indirect als basis gebruiken voor de omgrenzing van hun moerasgebieden (Tabel I.1). De oppervlakte aan moerassen hoeft voor de verschillende bestanden niet hetzelfde te zijn aangezien moeras in het TOP10vector bestand niet als vlak is gedefinieerd. Moerassen worden namelijk met dras/riet symbolen aangegeven die in een aparte laag zitten.

Tabel I.1. De 'moeras' - bestanden met de basisbestanden waar de definiering van hun moerassen deels op is gebaseerd

Bestanden	Directe relatie	Indirecte relatie
Moerassenbestand	Topografische kaart (TDN)*	-
LGN3+	Moerassenbestand CBS bodemstatistiek	Topografische kaart (TDN) Topografische kaart (TDN)
CBS	CBS bodemstatistiek	Topografische kaart (TDN)
TOP10vector	TOP10vector (TDN)	-
Waardenburg	Moerassenbestand	Topografische kaart (TDN)
BNBL	TOP10vector (TDN) CBS bodemstatistiek	- Topografische kaart (TDN)

* topografische kaart is min of meer te zien als het niet-digitale/analoge versie van het TOP10vector bestand – de moerassen zijn hierop gedigitaliseerd

In Tabel I.2 wordt een overzicht gegeven van de totale oppervlakten aan moeras voor de verschillende bestanden. Volgens de verschillende 'moeras'- bestanden ligt de bedekking van Nederland met moerassen tussen de 0.4 – 1.5%. Hierbij dient de kanttekening gemaakt te worden dat bepaalde bestanden ook delen van het wateroppervlak meenemen als moeras (percentages zouden nog lager zijn).

Verder blijkt dat de oppervlakten aan moerassen voor de verschillende bestanden, ondanks hun min of meer gemeenschappelijke basis nogal uiteen lopen. De variatie aan oppervlakten zijn te verklaren door thematische (definitie) en geometrische verschillen.

Het LGN3+ bestand bevat minder moeras dan Alterra's moerassenbestand, omdat kleine langerechte moerassen (rietkragen) en open water niet zijn meegenomen.

Daarentegen bevat het CBS schijnbaar meer moeras dan Alterra's moerassenbestand, maar dat komt m.n. doordat onder natte natuurlijke terreinen meer valt dan alleen moerassen. Moerassen zijn niet als zodanig onderscheiden.

TOP10vector bevat weer meer moerassen dan Alterra's moerassenbestand aangezien het gehele oppervlak van een polygoon met slechts een gering aantal dras/riet symbolen tot moerassen is gerekend en niet een nieuw vlak is gecreëerd rond de dras/riet symbolen.

Waardenburg's moerassenbestand (rietvegetaties) bevat weer minder moerassen aangezien zij zich beperken tot rietmoerassen.

Voor zover mogelijk, met bovenstaande opmerkingen meenemend, is n.a.v. de beschrijving van de verschillende bestanden getracht een waarde-oordeel te geven voor de verschillende bestanden. Het waarde-oordeel is kwalitatief en geeft een indicatie voor de bruikbaarheid van de verschillende bestanden voor de begroeiingstypenkaart. Het waarde-oordeel is gebaseerd op geometrische, thematische en temporele (actualiteit) onzekerheden in de bestanden. Het moerassenbestand wordt als een van de mindere bestanden beoordeeld aangezien de actualiteit (en daardoor de thematiek) en geometrie nogal te wensen overlaat. Ook TOP10vector en het CBS zijn niet goed beoordeeld omdat de geometrie en thematiek t.a.v. moerassen van deze bestanden veel onzekerheden bevatten. De BNBL komt het best naar voren omdat het bestand de actuele situatie weergeeft en t.a.v. de thematische en geometrische nauwkeurigheid zeker niet onder doet voor de andere bestanden. Lichter naast dit waarde-oordeel is ook de beschikbare attribuu tinformatie (bijv. beheerd/onbeheerd riet) gekoppeld aan de moerasobjecten voor de bruikbaarheid van belang.

Tabel I.2. De verschillende 'moeras' - bestanden met hun totale oppervlakten (ha), moeras-definitie en een waarde-oordeel.

Bestanden	Oppervlakte	Definitie	Waarde-oordeel
Moerassenbestand	39859	Incl. water en bos	-
LGN3+	26404	Excl. water en bos	+/-
CBS	54078	Nat natuurlijk terrein, nml. kwelders, natte heide, veengronden, moeras etc.	-
TOP10vector	49366	Excl. water, incl. Bos	-
Waardenburg	15000*	Conform moerassen bestand, echter alleen rietlanden	+/-
BNBL	-**	Excl. water en bos	+

* waarvan +/- 12000 ha rietmoeras

** niet landsdekkend beschikbaar

Vergelijking vier bestanden voor proefgebied

In de Figuur I.2 en Tabel I.3 worden vier bestanden iets meer in detail bekeken betreffende hun overeenkomsten en verschillen.

Figuur 2 geeft een visueel beeld van de moerasgebieden volgens vier bestanden voor het proefgebied Alde Feanen (kaartblad 11B). Uit de figuur blijkt dat het overgrote

deel van de moerasgebieden uit Alterra's moerassenbestand niet overeenkomt met BNBL's moerasgebieden, in de BNBL zijn deze gedefinieerd als bos, water en/of stedelijke gebied (op superklasse niveau). Voor het LGN3+ bestand zijn de niet overeenkomende gebieden in BNBL, voornamelijk gedefinieerd als agrarisch gebied en/of bos (moerasbos is onderscheiden in LGN3+). Het CBS bestand komt redelijk overeen met BNBL. Afwijkingen zijn in BNBL, voornamelijk als water en/of bos gedefinieerd. Ook de ligging van gebieden die in BNBL als moeras zijn gedefinieerd maar niet als zodanig in een van de drie andere bestanden, kan achterhaald worden.

Tabel I.3 geeft de kwantitatieve gegevens weer aan oppervlakte moeras binnen het kaartblad 11B en hoe sterk de bestanden overeenkomen met het BNBL bestand. Uit de Tabel blijkt dat alle drie de bestanden duidelijk meer gebied (70 – 350 ha) als moeras gedefinieerd hebben in vergelijking tot het BNBL bestand. Verder blijkt bij een vergelijking tussen de oppervlakten aan moeras voor de verschillende bestanden met BNBL, dat het BNBL bestand toch ook zo'n 90 – 190 ha nieuw moeras oplevert dat niet in een van de drie andere bestanden voorkomt.

BNBL



CBS



LGN3+



Alterra's moerassenbestand



* verklaring kleuren BNBI kaart: goud = moeras, groen = agrarisch gebied, donker groen = bos, blauw = water en rood = overig gebied. In de andere figuren zijn de moerasgebieden zwart weergegeven.

Figuur 1.2. De moerasgebieden voor de verschillende bestanden LGN3+, CBS, Alterra's moerassenbestand vergeleken met BNBI (deel kaartblad 11B) (Figuur 2a BNBI, Figuur 2b CBS, Figuur 2c LGN3+ en Figuur 2d Alterra's moerassenbestand).

Tabel 1.3. Vergelijking oppervlakte aan moerassen voorkomend binnen kaartblad 11B Alde Feanen voor verschillende bestanden.

	Totaal Oppervlakten*	Oppervlakten BNBI,**
Alterra	908	407 (44%)
LGN		
Overig moeras	-	-
Riet	497	335
Moerasbos	134	38
Totaal	631	373 (59%)
CBS		
(code 62)	649	474 (73%)
BNBI	560	-

* afgerond in ha

** oppervlakten moeras (ha) die binnen de BNBI moeras polygonen vallen

Bijlage II Foutenmatrices voor referentiegebied Alde Feanen

Objectgericht – unsupervised met extra grenzen

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	10	558	65	849	1482	57,3%
2	352	4297	600	579	5828	73,7%
Totaal	362	4855	665	1428	7310	

Nauwkeurigheid (%): 88,5% 59,5%

Totale nauwkeurigheid (%): 81,9%

Objectgericht – unsupervised

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	9	697	88	662	1456	45,5%
2	353	4160	578	767	5858	71,0%
Totaal	362	4857	666	1429	7314	

Nauwkeurigheid (%): 85,6% 46,3%

Totale nauwkeurigheid (%): 76,7%

Niet objectgericht – unsupervised

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	32	1108	177	1071	2388	44,8%
2	332	3762	499	377	4970	75,7%
Totaal	364	4870	676	1448	7358	

Nauwkeurigheid (%): 77,2% 74,0%

Totale nauwkeurigheid (%): 76,5%

Objectgericht - supervised met grenzen

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	8	474	53	825	1360	60,7%
2	354	4384	612	603	5953	73,6%
Totaal	362	4858	665	1428	7313	

Nauwkeurigheid (%): 90,2% 57,8%

Totale nauwkeurigheid (%): 82,9%

Objectgericht – supervised

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	6	459	67	579	1111	52,1%
2	356	4400	599	851	6206	70,9%
Totaal	362	4859	666	1430	7317	

Nauwkeurigheid (%): 90,6% 40,5%

Totale nauwkeurigheid (%): 79,2%

Niet objectgericht – supervised

Referentiegegevens (aantal pixels)						Betrouwbaarheid (%)
BNBI.	1	2	3	4	Totaal	
1	20	630	86	919	1655	55,5%
2	344	4240	590	529	5703	74,3%
Totaal	364	4870	676	1448	7358	

Nauwkeurigheid (%): 87,1% 63,5%

Totale nauwkeurigheid (%): 81,7%

Toelichting:

BNBI. (Basiskaart Natuur, Bos & Landschap): 1 = grasland, 2 = rietland
Referentiegegevens Alde Feanen: 1 = water, 2 = riet, 3 = bos, 4 = gras

Bijlage III GIS-bestanden met het begroeiingstype bos.

Vierde Bosstatistiek 1980 – 1983

De Vierde Bosstatistiek is een integrale landsdekkende opname geweest. Een bosterrein is een met boom- of struikvormende soorten begroeid terrein waarvan de oppervlakte (aaneengesloten en inclusief tussenliggende wegen, wateren en grasstroken smaller dan 6m) groter dan 0.5 ha is en de breedte minimaal 30 meter; de boomkroonsluiting (kroonproject) is tenminste 20% (mag tijdelijk lager zijn in geval van kapvlakte e.d.). Tot het bosterrein behoren ook de niet beboste gronden gelegen binnen bosterreinen zoals brandstroken, boswegen en kwekerijen. Lanen, singels, houtwallen en boomkwekerijen worden apart onderscheiden (Staatsbosbeheer, 1988). Totaal is er 334026 ha bos gekarteerd (CBS 1985). Vanaf 1940 bestaan de Bosstatistieken, maar i.v.m. de kosten worden ze niet voortgezet. Een Vijfde Bosstatistiek komt er dus niet. De opname van de Vierde Bosstatistiek heeft geschat ca 45 mensjaar werk gekost (Staatsbosbeheer, 1988).

ASCII database OPP.DAT

Tot voor kort was er van de Vierde Bosstatistiek alleen een ASCII-database beschikbaar. In deze ASCII-database (OPP.DAT), zijn per opstand een reeks attributen opgenomen met opstandskennmerken zoals boomsoort (38 soorten), hoogte, kiemjaar, diameter, massa, terreintype bos, eigendom en CBS-ruitaanpeilingen. M.b.v. de CBS-ruitaanpeilingen kon de ASCII-database naar een 500*500 punt GIS-bestand omgezet worden waarbij gegevens geaggregeerd moeten worden. Dit bestand heeft een celgrootte van 500 meter en is een van de inputbestanden voor de begroeiingstypenkaart (bgt-kaart).

Opstandkaarten Vierde Bosstatistiek 1980-1983

De bosopstanden zijn in 1980-1983 op analoge topografische kaarten 1:10000 ingetekend, waarna de oppervlakte handmatig is vastgesteld. De kaarten werden tevens gebruikt voor het localiseren van steekproefpunten. De minimale karteringseenheid is 0.5 ha. Kleine opstanden zijn samengevoegd binnen een karteringsvlak maar hebben wel een eigen record in de ASCII-database. Geografische Informatie Systemen (GIS) werden nog niet gebruikt.

GIS Vierde Bosstatistiek 2001 (Bosstat4)

In maart 2001 zijn de Bosopstanden Vierde Bosstatistiek 1980-1983 gebaseerd op TOP10vector-geometrie gedigitaliseerd en landsdekkend beschikbaar gekomen. Dit GIS-bestand, Bosstat4, bevat alle opstandgegevens van de Vierde Bosstatistiek op karteringsvlakniveau. De nauwkeurigheid van de informatie uit de Vierde Bosstatistiek is nu sterk verbeterd en monitoren van de veranderingen van bosareaal zijn nu goed mogelijk. In Geokey is een uitgebreide beschrijving opgenomen van dit GIS-bestand. De totale bosoppervlakte in dit GIS-bestand blijkt ca 341000 ha te zijn inclusief boswegen, dat is dus ruim 6000 meer dan in de publicatie van het CBS uit 1985. Dit komt door verschil handmatige en automatische oppervlakte bepaling. De oppervlakte aan boswegen is overigens wel opgenomen maar niet gepubliceerd.

TOP10vector - bos

Het TOP10vector bestand verdeelt bos in 3 categorieën op grond van de op luchtfoto's zichtbare verhouding tussen loofbomen en naaldbomen. Vlakobjecten worden onderverdeeld in loofbos (code 5020), naaldbos (code 5050) of gemengd bos (5060) als ze dusdanig begroeid zijn met loofbos, naaldbos of een combinatie hiervan dat de kruinen een min of meer gesloten geheel vormen of, na volgroeïing van de bomen, zullen vormen. Grienden en populierenopstanden worden afzonderlijk onderscheiden. De bospercelen op TOP10vector zijn minstens 0.1 ha groot. Bosstroken en houtwallen hebben een minimale breedte van 3 m en een minimale lengte van 50 m. De tussen de bospercelen gelegen wegen, wateren en grasstroken, smaller dan 6 m, worden op de TOP10vector afzonderlijk afgebeeld (Dirkse et al, 2001; IDN, 1998).

CBS - bos

Het Centraal Bureau van de Statistiek (CBS) houdt een statistiek bij van het bodemgebruik in Nederland. Hierbij baseert men zich op luchtfoto's, topografische kaarten (1:25000) en stadsplattegronden. Het CBS bos (code 21, voor 1993 code 25) is een met bomen en struiken begroeid terrein dat als bos in gebruik is voor houtproductie, afscherming (groenstrook), recreatie of een combinatie daarvan; de kronenprojectie bedraagt minstens 20%. Tot bos behoren ook kapvlakten, grienden, kerstboomcultures en in het bos gelegen brandgangen, boomkwekerijen, houtopslagplaatsen. Ingesloten boswegen, grasstroken en wateren smaller dan 6 m en omsloten graslanden en waterplassen kleiner dan 1 ha worden eveneens tot bos gerekend. De bospercelen zijn minimaal 1 ha groot. Kleinere bospercelen worden tot andere gebruikscategorieën gerekend. Eveneens worden bossen die in gebruik zijn als recreatiebossen, parken, woonbossen, begraafplaatsen en bosstroken rond sportterreinen niet tot de bodemgebruiksgroep bossen gerekend. De totale oppervlakte aan bos voor dit bestand (CBS-bodemstatistiek 1996) blijkt 323295 ha. In de nieuwe bodemstatistiek (TOP10bodem) geldt een wat afwijkende definitie aangezien deze grotendeels uit de digitale topografische kaart (TOP10vector) wordt afgeleid.

Meetnet Functievervulling - bos

Het bos in het Meetnet Functievervulling (MFV) heeft voor de vergelijkbaarheid dezelfde bosdefinitie als de Vierde Bosstatistiek: een terrein met meer dan 20% bomen of struiken (kapvlaktes mogen worden meegerekend), tenminsten 0.5 ha en minimaal 30 m breed (zie Tabel III.1). Ingesloten wegen, wateren en grasstroken smaller dan 6 m worden ook tot het bos gerekend. Niet beboste bosgrond hoort bij bos. Op grond van deze voorwaarden is in het kader van MFV de Bossenkaart2000 aangemaakt. Lichter er bestaat wel een verschil in de aanmaak tussen Bosstat4 (Vierde Bosstatistiek) en de Bossenkaart2000 (MFV-bos).

Tabel III.1. Bos volgens de Vierde Bosstatistiek en MFV-bos (uit Dirkse et al., 2001)

Bos en houtige begroeiing TOP10vector		
eenheid 1 bodemgebruik bos >1 ha >20% kronenbedekking incl. wegen e.d. <6m >30 m breed	eenheid 2 ander bodemgebruik >0.5 ha >20% kronenbedekking incl. wegen e.d. <6m >30 m breed	eenheid 3 overige hout opstand <0.5 ha >20% kronenbedekking incl. wegen e.d. <6m >30 m breed
bos volgens Vierde Bosstatistiek en MFV-bos		

Bossenkaart2000

De Bossenkaart2000 is het eerste resultaat van het MFV-bos. Het laat zien wat het MFV-bos met bos bedoeld, waar het bos zich bevindt en hoeveel van dit bos Nederland heeft. Verder dient de kaart als basis voor het selecteren van steekproefpunten en voor de uitvoering van het veldwerk voor het MFV-bos.

De Bossenkaart2000 is een GIS-overlay van TOP10vector met de CBS bodemstatistiek (1996). Het bos met bodemgebruik bos met een oppervlakte van tenminste 1 ha (CBS-bos) is aangevuld met bos, groter dan 0.5 ha, dat in de CBS bodemstatistiek een ander bodemgebruik heeft (TOP10vector-bos). Bos is dus gedefinieerd als de combinatie van de eenheden 1 en 2 (zie Tabel III.1). In de originele bestanden zitten alle attributen van bodemstatistiek en TOP10vector. In de geheel geautomatiseerde procedure ter vervaardiging van de Bossenkaart2000 prevaleert de TOP10vector geometrie boven die van de CBS bodemstatistiek conform de Basiskaart NBI. Behalve het verschil in ondergrens is er een verschil in schaal/detailniveau en geometrie tussen TOP10vector en bodemstatistiek hetgeen o.a. slivers veroorzaakt. Het laatste probleem kan worden opgelost wanneer TOP10bodem, de nieuwe bodemstatistiek gebaseerd op de digitale TOP10vector, beschikbaar komt. Het areaal bos volgens de Bossenkaart2000 bedraagt 359845 ha, waarvan 309159 ha als bos in gebruik (CBS-bos).

De Bossenkaart2000 sluit aan bij de CBS bodemstatistiek, TOP10vector, de Vierde Bosstatistiek en de Basiskaart Natuur Bos Landschap (BNBL) worden (Dirkse et al., 2001). De Bossenkaart2000 loopt vooruit op de BNBL. In de toekomst zal het MFV-bos direct uit de BNBL en TOP10vector gehaald kunnen op voorwaarde dat zowel de TOP10bodem als de BNBL gerealiseerd en beschikbaar gesteld worden.

MFV-bos

Op basis van de Bossenkaart2000 zijn ongeveer 3600 steekproefpunten geselecteerd. In de periode van 2001 – 2004 worden al deze steekproefpunten bezocht (rond de 900 punten per jaar). De dichtheid van opnamen is zodanig gekozen dat ongeveer 1 opname per 100 ha (1km²) bos plaats vind. Bij een volledige opname wordt rond een steekproefpunt een cirkelvormige plot (in de meeste gevallen met een straal van 300m²) houtmeetkundige en ecologische data over de ondergroei ingewonnen. Verder worden van elke boom enkele kenmerken opgemeten. Vegetatie data die opgenomen worden zijn o.a. bedekkingsgraad en soorten. Verder worden ook

algemene data als mate van verstoring, beheersvorm en voorkomen van afval opgenomen. Voor de onvolledige opname worden alleen algemene gegevens opgenomen. Voor een uitgebreidere beschrijving van de op te nemen gegevens wordt verwezen naar Hagedoorn et al. (2001) en Dirkse & Daamen (2000). Hier wordt de database voor MI'V-bos besproken met de (veld)gegevens die er verzameld dienen te worden. In de database zal een link gelegd worden tussen de steekproefpunten en het GIS-bestand van de Vierde Bosstatistiek. Eind 2001 zullen de eerste veldgegevens van ongeveer 900 steekproefpunten beschikbaar komen.

Het idee bestaat om over 8 jaar het veldwerk voor MI'V-bos te herhalen. De helft van de 3600 punten zal dan opnieuw bezocht worden (permanente punten) en de andere helft zullen nieuw te selecteren steekproefpunten betreffen.

LGN 1986 – 1995

De LGN bestanden zijn vervaardigd met behulp van o.a. Landsat-TM en Spot beelden. Het LGN1-bestand heeft maar een beperkt aantal legenda-eenheden en de nauwkeurigheid/kwaliteit wordt niet erg hoog geacht (Noordman et al., 1997). Het LGN3+ bestand (1995) is van een veel betere kwaliteit dan het LGN1-bestand. Voor een beschrijving van de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van de LGN bestanden wordt verwezen naar Noordman et al. (1997) en de Wit et al. (1999). De LGN-bestanden worden in Geokey uitgebreid beschreven.

De definitie van bos voor de LGN-bestanden is uiteraard anders dan voor de Vierde Bosstatistiek en MI'V-bos. Er bestaat namelijk een verschil in de manier waarop bos wordt waargenomen. De Vierde Bosstatistiek en in mindere mate het MI'V-bos zijn op veldwaarnemingen gebaseerd hetgeen in tegenstelling is met de aanmaak van de LGN bestanden die gebaseerd zijn op remote sensing (luchtfoto's en/of satellietbeelden) aangevuld met TOP10vector en bodemstatistiek. De LGN-bestanden hebben een rasterstructuur (25*25 meter pixels), kleine bosjes (< 1 ha > 25m²) worden ook als bos geclassificeerd. Ook hebben de Landsat-TM beelden die voor classificatie zijn gebruikt, hebben een geometrische onnauwkeurigheid van 1 of meer pixels (Landsat pixel = 30 meter). In de LGN bestanden wordt verder onderscheid gemaakt naar loof- en naaldbos. In LGN3+ is 306369 ha aan bos onderscheiden. Mocrasbossen en bos in bebouwd gebied zijn hierbij niet meegenomen. Ze zijn apart onderscheiden.

Basiskaart Natuur, Bos en Landschap

De Basiskaart Natuur Bos Landschap (BNBL) is gebaseerd op het Terreinmodel Vastgoed (NI'N, 1995). Het Terreinmodel Vastgoed is een standaard geo-informatiemodel bedoeld als een gemeenschappelijke conceptuele basis voor de uitwisseling van geo-informatie tussen verschillende partijen. Echter de Basiskaart NBL is nog in ontwikkeling en de procedure is slechts voor een klein aantal proefgebiedjes getest (Schmidt et al., 1999; Schmidt et al., 2001).

De BNBL legenda wordt samengesteld uit de vernieuwde bodemstatistiek (TOP10bodem), TOP10vector, digitale kleuren-luchtfoto's en enkele aanvullende informatiebronnen (Schmidt et al., 2001). De legenda-eenheid 'bos' heeft met uitzondering van de ondergrens (<0.5 ha) dezelfde definitie als in de

Bossenkaart2000. De selectie-procedure voor bos zal ook voor beide hetzelfde zijn. Het enige verschil zal zijn dat BNBI, de ondergrens voor selectie van bos bij 1000 m² legt (conform TOP10vector). Dit in tegenstelling tot de 0.5 ha die als ondergrens voor de Bossenkaart2000 wordt gehanteerd. In de toekomst zal MIV-bos dus direct afgeleid kunnen worden uit het bos op de Basiskaart NBI, & TOP10vector. Deze laatste blijft nodig voor de topografie van de veldkaarten voor de opnemers. De kwaliteit van de BNBI, kan verbeterd worden door een betere afstemming tussen TOP10bodem en TOP10vector (geen slivers e.d.).

Vergelijking bestanden

Hieronder worden enkele bestanden met elkaar vergeleken.

Tabel III.2. Oppervlakte aan bos voor de verschillende bestanden (in ha)

Vierde Bosstatistiek	handmatig	334026
	digitaal	+/- 341000
CBS 1996		323295
Bossenkaart2000		359845 (waarvan 309159 CBS-bos)
IGN3+ (1995/97)		306369*
* zonder bos in bebouwd gebied (43317 ha)		

CBS – Bossenkaart2000

De berekening van de oppervlakte aan CBS-bos op de Bossenkaart2000 valt 14136 ha (4%) lager uit dan in de CBS-bodemstatistiek. In Dirkse et al. (2001) wordt dit verschil verklaart door technische verschillen in (1) materiaal en (2) werkwijze. Verschillen in geometrie (en detailniveau) tussen het gebruikte materiaal (topografische kaarten 1:25000 versus TOP10vector) veroorzaken een marginaal verlies bij het overbrengen van CBS-bos naar de Bossenkaart2000. De verschillende werkwijzen veroorzaken ook verschillen in oppervlakten. Kleine verschillen zijn mogelijk a.g.v. het digitaliseren van bospercelen door het CBS versus de automatische procedure die bij de Bossenkaart2000 worden gebruikt. Echter het verschil wordt m.n. verklaart doordat bospercelen kleiner dan 0.5 ha en gelegen op een steenworp afstand van grotere bossen door het CBS bij het grote bos worden genomen. In de TOP10vector zijn deze gescheiden door heide, grasland, moeras, weg of sloot. In de Bossenkaart2000 worden zij niet meegenomen indien zij meer dan 6 m van elkaar liggen.

CBS85 – Vierde Bosstatistiek

In 1985 vermeldde de CBS-bodemstatistiek ruim 11% minder bos dan de Vierde Bosstatistiek. Dit opmerkelijke verschil viel te verklaren uit verschillen in bosdefinitie en verschillen in de verwerkingswijze van informatie (CBS, 1985; Bunschoten, 1986). Het CBS kent maar één soort bos, en wel bos met bodemgebruik bos. Bos met een ander bodemgebruik dan houtproductie, afscherming of recreatie wordt niet meegenomen als bos door het CBS, maar wel door de Bosstatistiek. Het is dus niet zo gek dat de Vierde Bosstatistiek door een groter bosoppervlak wordt gekenmerkt.

Vierde Bosstatistiek – Bossenkaart2000

Een vergelijking van de niet digitale Vierde Bosstatistiek (CBS, 1985) met de Bossenkaart2000 toont dat er sinds 1982 in Nederland per saldo 25819 ha aan bos is

bijgekomen (Dirkse et al., 2001). Uiteraard is dit de uitslag van de balans van bostoename en bosafname. Gemiddeld over 18 jaar is er dus 1434 ha bos per jaar bijgekomen. Een korte verkenning uitgevoerd in Dirkse et al. (2001) leert ons dat deze gemiddelde uitbereiding niet ver bezijden de waard ligt.

De toename van bos in het geval van de gedigitaliseerde Vierde Bosstatistiek is geringer, nml. ongeveer 18845 ha. Het verschil in oppervlakte bos tussen de analoge en digitale versie van de Vierde Bosstatistiek wordt toegeschreven aan het verschil in nauwkeurigheid tussen handmatige en automatische oppervlakte bepaling. Men kan zich afvragen of de oppervlakte bos uit beide bestanden vergelijkbaar zijn, maar formeel voldoet het bos uit beide bestanden aan dezelfde definitie en wordt dezelfde topografische basis gebruikt (topografische kaart 1:10000). Het is dus niet waarschijnlijk dat de definitie en topografie de bostoe name kunnen verklaren.

Verder is het aannemelijk dat in werkelijkheid het oppervlakte aan bos nog sterker is gegroeid in de betreffende periode. In de Vierde Bosstatistiek is namelijk ook het oppervlakte 'open bos' als bos geëclassificeerd, terwijl dit in de Bossenkaart2000 grotendeels niet als bos is opgenomen. Hierbij valt te denken aan kleine bosjes in bebouwd gebied en/of natuurterreinen (natte en droge) die in de Bossenkaart2000-procedure als afzonderlijke bosjes kleiner dan 0.5 ha zijn gekenmerkt i.t.t. de Vierde Bosstatistiek waar ze als een bos vlak (>0.5 ha) zijn bestempeld (pers. com. Jan Clement). In de volgende paragraaf wordt de vergelijking van de Vierde Bosstatistiek met de Bossenkaart2000 verder uitgewerkt.

Bijlage IV SEBS

Estimation of evaporative fraction and actual evapotranspiration for initialisation and validation of ecosystem models

Introduction

For assessment of the natural systems, ecosystem models are often used for simulation and scenario studies. Because direct measurements of the related physical and biological parameters are both time and financial costly, assessment at a large scale is usually a combination of sampling at limited areas combined with model simulations. For this purpose, ecosystem models (e.g. those simulate the evolution of distributions of species, the status of development and biomass, etc.) must be physically realistic in their formulation and needs consistent physical data to drive the simulation. Among the various variables and parameters, the ones related to the water balance, due to their spatial and temporal variability, are probably the most difficult to obtain. Besides the precipitation, the determination of the actual evaporation is highly complicated because its dependence on both the climatological factors and land surface physical features. The purpose of this work is to demonstrate the possibility of using remote sensing data to estimate the evaporative fraction and actual evaporation, so that the uncertainty in models simulation can be reduced when such remotely derived information can be used.

The estimation of atmospheric turbulent fluxes (or the evapotranspiration when the latent heat flux is expressed in water depth) at the land surface has long been recognised as the most important process in the determination of the exchanges of energy and mass among hydrosphere, atmosphere and biosphere (e.g. Bowen, 1926; Penman, 1948; Monteith, 1965; Priestly and Taylor, 1972; Brutsaert, 1982; Morton, 1983; Famiglietti and Wood, 1994; Sellers et al., 1996; Su and Menenti, 1999; Su and Jacobs, 2001). Conventional techniques that employ point measurements to estimate the components of energy balance are only representative of local scales and cannot be extended to large areas because of the heterogeneity of the land surface and the dynamic nature of the heat transfer processes. Remote sensing is probably one of few techniques which can provide representative measurements of several relevant physical parameters at scales from a point to a continent. Techniques using remote sensing information to estimate atmospheric turbulent fluxes are therefore essential when dealing with processes that can not be represented only by point measurements.

Methods using remote sensing information to estimate heat exchange between the land surface and atmosphere can be broadly put into two categories: to calculate the sensible heat flux first and then to obtain the latent heat flux as the residual of the energy balance equation; or to estimate the relative evaporation by means of an index (e.g. the Crop Water Stress Index) using a combination equation (see for example Menenti, 1984; Bastiaanssen, 1995; Kustas and Norman, 1996; Su and Menenti, 1999 for detailed reviews). Although successful estimations of heat fluxes have been

obtained over small-scale horizontal homogeneous surfaces (Jackson et al., 1981, 1988; Choudhury et al., 1986), difficulties remain in estimations for partial canopies which are geometrically and thermally heterogeneous (Kalma and Jupp, 1990; Zhan et al., 1996). Classical remote sensing flux algorithms based on surface temperature measurements in combination with spatially constant surface meteorological parameters may be suitable for assessing the surface fluxes on a small scale, but they will fail for larger scales at which the surface meteorological parameters are no longer constant, and the surface geometrical and thermal conditions are neither homogeneous nor constant any more. Hence, more advanced algorithms need to be designed for composite terrain at a larger scale with heterogeneous surfaces.

In this contribution a Surface Energy Balance System (SEBS) is proposed for the estimation of atmospheric turbulent fluxes and surface evaporation using satellite earth observation data in the visible, near infra-red, and thermal infrared frequency range. SEBS consists of: - a set of tools for the determination of the land surface physical parameters, such as albedo, emissivity, temperature, vegetation coverage etc. from spectral reflectance and radiance (Su et al., 1999); - an extended model for the determination of the roughness length for heat transfer of Su et al. (2001); and - a new formulation for the determination of the evaporative fraction on the basis of energy balance at limiting cases. In the present set-up, SEBS requires as inputs three sets of information. The first set consists of the land surface albedo, temperature, fractional vegetation coverage and leaf area index, and the height of the vegetation (or roughness height). When vegetation information is not explicitly available, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is used as a surrogate. These inputs can be derived from remote sensing data in conjunction with other information about the land surface. The second set includes air pressure, temperature, humidity, and wind speed at a reference height. The reference height is the measurement height for point application and the height of the planetary boundary layer for regional application. This data set can also be variables estimated by a large scale meteorological model. The third data set includes downward solar radiation, and downward longwave radiation which can either be directly measurements, model output or parameterization.

Remote sensing methods used for determination of the land surface physical parameters can be found elsewhere (e.g. Su et al., 1999, Su et al., 1998; Su and Menenti, 1999; Li et al., 2000), the emphasis of the present study is on the formulations of SEBS, its validations with two experimental data sets.

SEBS – The Surface Energy Balance System

The Surface Energy Balance System (SEBS) is developed by Su (2001) and is schematically illustrated in Figure IV.1. SEBS requires inputs such as surface albedo (α), temperature, Planetary Boundary Layer (PBL) meteorological variables, and vegetation parameters (Leaf Area Index, Height, fractional cover) or land use and NDVI as a surrogate.

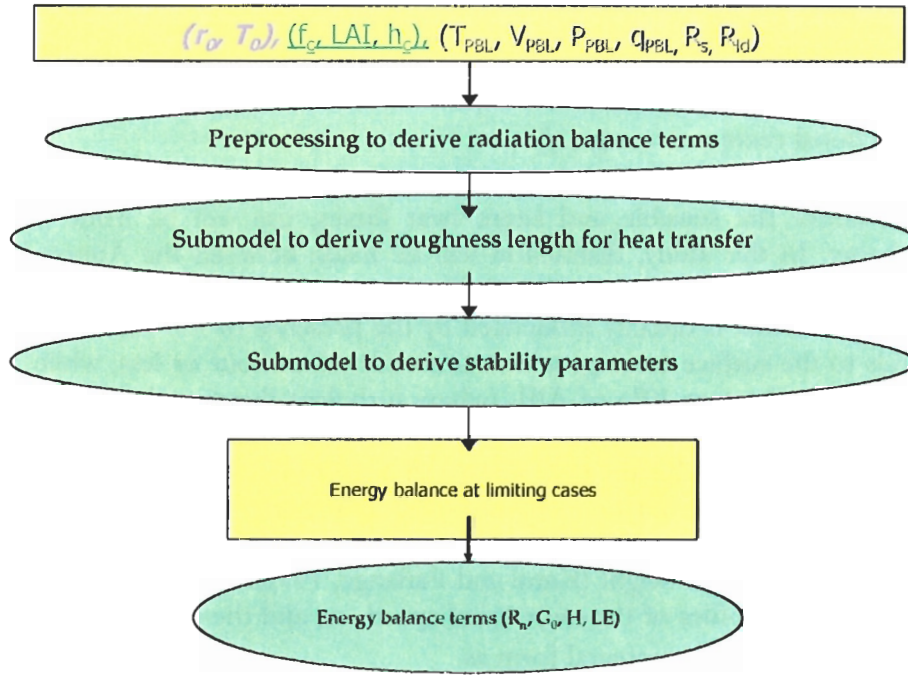


Figure IV.1. The Surface Energy Balance System (SEBS)

In the following, some details of SEBS will be briefly described.

Surface energy balance terms

The surface energy balance is commonly written as

$$R_n = G_0 + H + \lambda E \quad (1)$$

Where R_n is the net radiation, G_0 is the soil heat flux, H is the turbulent sensible heat flux, and λE is the turbulent latent heat flux (λ is the latent heat of vaporization and E is the actual evapotranspiration).

The equation to calculate the net radiation is given by

$$R_n = (1 - \alpha) \cdot R_{swd} + \varepsilon \cdot R_{lwd} - \varepsilon \cdot \sigma \cdot T_0^4 \quad (2)$$

where α is the albedo, R_{swd} is the downward solar radiation, R_{lwd} is the downward long wave radiation, ε is the emissivity of the surface, σ is the Stefan-Boltzmann constant, and T_0 is the surface temperature.

The equation to calculate soil heat flux is parameterized as

$$G_0 = R_n \cdot [\Gamma_c + (1 - f_c) \cdot (\Gamma_s - \Gamma_c)] \quad (3)$$

in which it is assumed that the ratio of soil heat flux to net radiation $\Gamma_c = 0.05$ for full vegetation canopy (Monteith 1973) and $\Gamma_s = 0.315$ for bare soil (Kustas and Daughtry 1989). An interpolation is then performed between these limiting cases using the fractional canopy coverage, f_c .

In order to derive the sensible and latent heat fluxes, use will be made of the similarity theory. In this study, distinction will be made between the Atmospheric Boundary Layer (ABL) and the Atmospheric Surface Layer (ASL). ABL refers to the part of atmosphere that is directly influenced by the presence of the Earth's surface and responds to the surface forcings with a timescale of an hour or less, while ASL refers to usually the bottom 10% of ABL (where turbulent fluxes and stress vary by less than 10% of their magnitude, Stull, 1999) but above the roughness sublayer. The latter (or the interfacial layer) is the near surface thin layer of a few centimeters where the molecular transport dominates over turbulent transport. The thickness of the roughness sublayer is thought to be around 35 times of the surface roughness height, or 3 times of the vegetation height (Katul and Parlange, 1992). In ASL, the similarity relationships for the profiles of the mean wind speed, u , and the mean temperature, $\theta_0 - \theta_a$, are usually written in integral form as

$$u = \frac{u_*}{k} \left[\ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0m}} \right) - \Psi_m \left(\frac{z - d_0}{L} \right) + \Psi_m \left(\frac{z_{0m}}{L} \right) \right] \quad (4)$$

$$\theta_0 - \theta_a = \frac{H}{ku_* \rho C_p} \left[\ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0h}} \right) - \Psi_h \left(\frac{z - d_0}{L} \right) + \Psi_h \left(\frac{z_{0h}}{L} \right) \right] \quad (5)$$

where z is the height above the surface, $u_* = (\tau_0 / \rho)^{1/2}$ is the friction velocity, τ_0 is the surface shear stress, ρ is the density of air, $k = 0.4$ is von Karman's constant, d_0 is the zero plane displacement height, z_{0m} is the roughness height for momentum transfer, θ_0 is the potential temperature at the surface, θ_a is the potential air temperature at height z , z_{0h} is the scalar roughness height for heat transfer, Ψ_m and Ψ_h are the stability correction functions for momentum and sensible heat transfer respectively, L is the Obukhov length defined as

$$L = - \frac{\rho C_p u_*^3 \theta_v}{kgH} \quad (6)$$

where g is the acceleration due to gravity, and θ_v is the potential virtual temperature near the surface.

For field measurements performed at a height of a few meters above ground, clearly since the surface fluxes are related to surface variables and variables in the atmospheric surface layer, all calculations use the Monin-Obukhov Similarity (MOS)

functions given by Brutsaert (1999). By replacing the MOS stability functions with the Bulk Atmospheric Boundary Layer (ABL) Similarity (BAS) functions proposed by Brutsaert (1999), the system of Eqs. (4-6) can be used to relate surface fluxes to surface variables and the mixed layer atmospheric variables. The criterion proposed by Brutsaert (1999) is used to determine if MOS or BAS scaling is appropriate for a given situation. The above functions are valid for unstable conditions only. For stable conditions the expressions proposed by Beljaars and Holtslag (1991) and evaluated by Van den Hurk and Holtslag (1995) are used for atmospheric surface layer scaling and the functions proposed by Brutsaert (1982, p.84) for atmospheric boundary layer scaling.

The friction velocity, the sensible heat flux and the Obukhov stability length are obtained by solving the system of non-linear Eqs. (4-6) using the method of Broyden (Press et al., 1997). It is important to note that the derivation of the sensible heat flux using Eqs. (4-6) requires only the wind speed and temperature at the reference height as well as the surface temperature and is independent of other surface energy balance terms.

An extended model for determination of the roughness length for heat transfer

In the above derivations, the aerodynamic and thermal dynamic roughness parameters need to be known first. When near surface wind speed and vegetation parameters (height and leaf area index) are available, the within-canopy turbulence model proposed by Massman (1997) can be used to estimate the aerodynamic parameters, the displacement height, d_0 , and the roughness height, z_{0m} , for momentum. This model has been shown by Su et al. (2001b) to produce reliable estimates of the aerodynamic parameters. If only the height of the vegetation is available, the relationships proposed by Brutsaert (1982) can be used. If a detailed land use classification is available, the tabulated values of Wieringa (1986, 1993) can be used. However since the aerodynamic parameters depend also on wind speed and wind direction besides the surface characteristics (e.g. Bosveld, 1999), the latter two approaches should only be used when the first method can not be used due to lack of data. As another alternative when all of the above information is not available or not convenient to use, the aerodynamic parameters can be related to vegetation indices derived from satellite data. However in this case, care must be taken, because the vegetation indices saturate at higher vegetation densities and the relationships are vegetation type dependent.

The scalar roughness height for heat transfer, z_{0h} , which changes with surface characteristics, atmospheric flow and thermal dynamic state of the surface, can be derived from the roughness model for heat transfer proposed by Su et al. (2001b). However, in Su et al. (2001b), a functional form to describe the vertical structure of the vegetation canopy is needed in order to calculate the within-canopy wind speed profile extinction coefficient, n_{ec} . For local studies, this information is easily obtained, but for large scale applications, it is generally impossible to obtain detailed

information on the vertical structure of the canopy. In this study, n_{ec} , is formulated as a function of the cumulative leaf drag area at the canopy top,

$$n_{ec} = \frac{C_d \cdot LAI}{2u_*^2 / u(h)^2} \quad (7)$$

where C_d is the drag coefficient of the foliage elements assumed to take the value of 0.2, LAI is the one-sided leaf area index defined for the total area, $u(h)$ is the horizontal wind speed at the canopy top. The scalar roughness height for heat transfer, z_{0h} , can be derived from

$$z_{0h} = z_{0m} / \exp(kB^{-1}) \quad (8)$$

where B^{-1} is the inverse Stanton number, a dimensionless heat transfer coefficient. To estimate the kB^{-1} value, an extended model of Su et al. (2001) is proposed as follows

$$kB^{-1} = \frac{kC_d}{4C_l \frac{u_*}{u(h)} (1 - e^{-n_{ec}/2})} f_c^2 + 2f_c f_s \frac{k \cdot \frac{u_*}{u(h)} \cdot \frac{z_{0m}}{h}}{C_l^*} + kB_s^{-1} f_s^2 \quad (9)$$

where f_c is the fractional canopy coverage and f_s is its complement. C_l is the heat transfer coefficient of the leaf. For most canopies and environmental conditions, C_l is bounded as $0.005N \leq C_l \leq 0.075N$ (N is number of sides of a leaf to participate in heat exchange), The heat transfer coefficient of the soil is given by $C_l^* = \text{Pr}^{-2/3} \text{Re}_*^{-1/2}$, where Pr is the Prandtl number (0.71, Massman 1999) and the roughness Reynolds number $\text{Re}_* = h_s u_* / \nu$, with h_s the roughness height of the soil. The kinematic viscosity of the air is given by $\nu = 1.327 \cdot 10^{-5} (p_0/p) (T/T_0)^{1.81}$ (Massman 1999), with p and T the ambient pressure and temperature and $p_0 = 101.3$ kPa and $T_0 = 273.15$ K. Physically and geometrically, the first term of (9) follows the full canopy only model of Choudhury and Monteith (1988), the third term is that of Brutsaert (1982) for bare soil surface, and the second term describes the interaction between the vegetation and the bare soil surface. A quadratic weighting based on the fractional canopy coverage is used to accommodate any situation between the two full vegetation or bare soil conditions. For bare soil surface kB_s^{-1} is calculated according to Brutsaert (1982)

$$kB_s^{-1} = 2.46 (\text{Re}_*)^{1/4} - \ln[7.4] \quad (10)$$

A new formulation for determination of evaporative fraction on the basis of energy balance at limiting cases.

In order to determine the evaporative fraction (to be defined below), use is made of the energy balance considerations at limiting cases. Under the dry-limit, i.e. the latent

heat (or the evaporation) becomes zero due to the limitation of the soil moisture, the sensible heat flux is at its maximum value. From Eq. (1), it follows,

$$\begin{aligned}\lambda E_{dry} &= R_n - G_0 - H_{dry} \equiv 0, \quad or \\ H_{dry} &= R_n - G_0\end{aligned}\tag{11}$$

Under the wet-limit, where the evaporation takes place at potential rate, λE_{wet} , (i.e. the evaporation is only limited by the available energy under the given surface and atmospheric conditions), the sensible heat flux takes its minimum value, H_{wet} , i.e.

$$\begin{aligned}\lambda E_{wet} &= R_n - G_0 - H_{wet}, \quad or \\ H_{wet} &= R_n - G_0 - \lambda E_{wet}\end{aligned}\tag{12}$$

The relative evaporation then can be evaluated as

$$\Lambda_r = \frac{\lambda E}{\lambda E_{wet}} = 1 - \frac{\lambda E_{wet} - \lambda E}{\lambda E_{wet}}\tag{13}$$

$$\Lambda_r = 1 - \frac{H - H_{wet}}{H_{dry} - H_{wet}}\tag{14}$$

The actual sensible heat flux H defined by Eq. (5) is constrained in the range set by the sensible heat flux at the wet limit H_{wet} , and the sensible heat flux at the dry limit. Substitution of Eqs. (1), (12) and (11) in Eq. (13) and after some algebra, one obtains $H_{dry} \cdot H_{dry}$ is given by Eq. (11) and H_{wet} can be derived by combining Eq. (12) and a combination equation similar to the Penman-Monteith combination equation (Monteith, 1965). Menenti (1984) showed, when the resistance terms are grouped into the bulk internal (or surface, or stomatal) and external (aerodynamic) resistances, the combination equation can be written in the following form

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot r_e \cdot (R_n - G_0) + \rho C_p \cdot (e_{sat} - e)}{r_e \cdot (\gamma + \Delta) + \gamma \cdot r_i}\tag{15}$$

where e and e_{sat} are vapour pressure and saturated vapour pressure respectively; γ is the psychrometric constant, and Δ is the rate of change of saturation vapour pressure with temperature (i.e. $\partial e_{sat}(T)/\partial T$); r_i is the bulk surface internal resistance and r_e is the external or aerodynamic resistance. In the above equation it is assumed that the roughness lengths for heat and vapour transfer are the same (Brutsaert, 1982). It should be pointed out, that the Penman-Monteith equation is strictly only valid for vegetation canopy, whereas the definition by means of Eq. (15) is also valid for soil surface with properly defined bulk internal resistance.

At the wet-limit, the internal resistance $r_i \equiv 0$ by definition. Using this property in Eq. (15) and changing the subscripts correspondingly to reflect the wet-limit condition, the sensible heat flux at the wet-limit is obtained as

$$H_{wet} = \left((R_n - G_0) - \frac{\rho C_p}{r_{ew}} \cdot \frac{e_s - e}{\gamma} \right) / \left(1 + \frac{\Delta}{\gamma} \right) \quad (16)$$

The actual external resistance depends also on the actual Obukhov length, L , which in turn is a function of the friction velocity and actual sensible heat flux (Eqs. 4-6). With the friction velocity and the Obukhov length determined by the numerical procedure described previously, the actual external resistance can be determined from Eq. (5) as

$$r_e = \frac{1}{ku_*} \left[\ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0h}} \right) - \Psi_h \left(\frac{z - d_0}{L} \right) + \Psi_h \left(\frac{z_{0h}}{L} \right) \right] \quad (17)$$

Similarly, the external resistance at the wet-limit can be derived as

$$r_{ew} = \frac{1}{ku_*} \left[\ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0h}} \right) - \Psi_h \left(\frac{z - d_0}{L_w} \right) + \Psi_h \left(\frac{z_{0h}}{L_w} \right) \right] \quad (18)$$

The wet-limit stability length is given as

$$L_w = - \frac{\rho u_*^3}{kg \cdot 0.61 \cdot (R_n - G_0) / \lambda} \quad (19)$$

The evaporative fraction is finally given by:

$$\Lambda = \frac{\lambda E}{R_n - G} = \frac{\Lambda_r \cdot \lambda E_w}{R_n - G} \quad (20)$$

By inverting Eq. (20), the actual latent heat flux λE can be obtained.

Determination of actual evaporation using SLEBS

When the evaporative fraction is known, the daily evaporation can be determined as

$$E_{daily} = 8.64 \times 10^7 \times \Lambda_0^{24} \times \frac{R_n - G_0}{\lambda \rho_w} \quad (21)$$

where E_{daily} is the actual evaporation on daily basis (mm d⁻¹). Λ_0^{24} is the daily evaporative fraction, which can be approximated by the SLEBS estimate since the evaporative fraction is conservative. R_n and G_0 are the daily net radiation flux and soil heat flux, λ is the latent heat of vaporization (J Kg⁻¹), ρ_w is the density of water (Kg m⁻³).

The latent heat flux of vaporization is calculated as

$$\lambda = [2.501 - 0.00237 \cdot T_{air}] \times 10^6 \quad (22)$$

where T_{air} ($^{\circ}C$) is mean air temperature. Since the daily soil heat flux is close to zero because of the downward flux in daytime and the upward flux at night balance each other approximately, the daily evaporation only depends on the net radiation flux as following

$$E_{daily} = 8.64 \times 10^7 \times \sum_{0}^{24} \times \frac{R_n}{\lambda \rho_w} \quad (23)$$

The daily net radiation is given by

$$R_n = (1 - \alpha) K_{24}^{\downarrow} + L_{24} \quad (24)$$

where $K_{24}^{\downarrow}$ is the daily incoming global radiation. It is given as

$$K_{24}^{\downarrow} = 435.2 T_r \cdot D \cdot (w \sin(lat) \sin(\delta) + \cos(lat) \cos(\delta) \sin(\omega)) \quad (25)$$

where T_r is atmospheric transmittance. D is earth-sun distance, lat is the latitude of the observation site, ω is the solar hour angle and δ is the solar declination, which are give as follows

$$\delta = 0.409 \sin(0.0172 D_{day} - 1.39) \quad (26)$$

$$D = 1 + 0.33 \cos(0.0172 D_{day}) \quad (27)$$

$$\cos(\omega) = -\tan(lat) \cdot \tan(\delta) \quad (28)$$

where D_{day} is Julian day number.

L_{24} is daily net longwave radiation given as

$$L_{24} = \varepsilon_a \sigma T_{air}^4 - \varepsilon \sigma T_0^4 \quad (29)$$

where σ is Stefan-Boltzmann constant, ε_a is emissivity of the clear sky witch can be estimated according to Swinbank (1963) as given by Campbell and Norman (1998) in the following form

$$\varepsilon_a = 9.2 \cdot 10^{-6} \cdot (\bar{T}_a + 273.15)^2 \quad (30)$$

where $\overline{T_a}$ is the daily average air temperature.

By summing up the corresponding daily evaporation for a certain period, the actual evaporation for that period (i.e. week, month or year) can be determined.

Data and materials

One field data set obtained from flux stations and one remote sensing data set will be used to demonstrate the reliability of SEBS and to assess the related uncertainty. Afterwards, SEBS is used to estimate evaporative fraction and actual evaporation for the Netherlands, using NOAA/AVHRR data from 1995. The meteorological data used are from the Cabauw meteorological tower. Measured heat fluxes from the Cabauw tower and a forest site near the village Garderen in the north-west part of Veluwe in the Netherlands are used to evaluate the accuracy of the SEBS estimates.

Cotton data

This dataset was collected over a cotton field in Maricopa Farms in central Arizona from 10 to 14 June 1987. The field is of 1500 m east-west by 300 m north-south in size, with cotton rows 0.2 m in width and spaced at 1 m apart, running north-south. The cotton is 0.32 m high on top of a 0.17 m high furrow. Profile measurements of wind and temperature at five levels were used to derive the zero plane displacement and the roughness height for momentum. Sensible and latent heat fluxes were measured by the Bowen ratio and eddy correlation method. The measurements of the latter (at a height of 3 meters) are used in this study for validation of the SEBS estimates. Complete descriptions of this data set are given by Kustas et al. (1989a,b), Kustas and Daughtry (1989) and Kustas (1990), for the instrumentation, the agronomic measurements, the derivation of aerodynamic roughness parameters, the determination of the composite surface radiometric temperature, the determination of the soil heat flux and the modeling of the heat fluxes with a one and two layer model. The composite surface radiometric temperature is derived by weighting the measured radiometric temperatures of the shaded soil, sunlit soil, and vegetation with the actual areas covered by these portions (Kustas and Daughtry 1989). In this study, the effective height of the surface is determined as the cotton plant height, 0.32 m, weighted by its fractional coverage of 0.24. The leaf area index is 0.4. In total, 19 data points, all from day-time hours (from 9.23 to 15.02h), are available with all the required information.

EFEDA data

The remote sensing data obtained with the Thematic Mapper Simulator (TMS-NS001) during the EFEDA campaign (Bolle et al., 1993) for the Barrax region in Spain will be used. The TMS-NS001 data were taken from NASA's ER2 aircraft for the Barrax area in Spain on 29 June 1991, 12.21 GMT, with 18.5m ground resolution. In addition, radiosonde and half-hourly surface tower flux, as well as surface

radiation measurements from the same time of the over-flight are used to determine regionally constant parameters. These parameters include atmospheric transmissivity, potential air temperature at the blending height and the incoming long wave radiation at the time of the remote sensing data collection. The spatial resolution of the data, 18.5m, is considered sufficiently detailed to characterise the heterogeneity of the surface under study. The estimation of the surface physical parameters (albedo, temperature and vegetation indices) from the TMS data follows Su et al. (1999).

Data from the Netherlands

To estimate evaporative fraction and actual evaporation for the Netherlands, all the available NOAA/AVHRR data under cloud-free condition from 1995 are retrieved (Table IV.1). The resolution of the NOAA/AVHRR data is 1 km. The meteorological data used are from the Cabauw meteorological tower. Measured heat fluxes from the Cabauw tower and a forest site near the village Garderen in the north-west part of Veluwe in the Netherlands are used to evaluate the accuracy of the SIBS estimates.

Table IV.1. The available images for the Netherlands, 1995

(YYYYMMDDHHMMSS, 19950825124528 represents 1995/08/25/12:45:28)

19950202133255	
19950222113908	19950708122142
	19950710115945
19950310120818	19950713130856
19950312132602	19950726122835
19950313113533	
19950323130746	19950801130454
	19950810130811
19950402130027	19950812124339
19950411130402	19950820130036
19950424122621	
19950426120432	19950919123759
19950503123003	19951008123328
19950504121901	19951024130154
19950506115708	19951029120658
19950507114613	
	19951125121651
19950619122538	
19950626124831	19951229124838
19950627124006	
19950629121819	
19950630120714	

Results

Cotton data

For the cotton dataset, all other input variables are measured except the downward longwave radiation that is estimated with the Stefan-Boltzman radiation equation with the measured air temperature at the reference height. The emissivity of the air is estimated using the formula of Swinbank (Campbell and Norman 1998) which requires only air temperature. The measured albedo values are not available so a value is chosen for each data set that keeps the radiation terms in balance. The surface emissivity values are measured (Kustas et al. 1989b; Humes et al. 1994).

The predicted four energy balance terms against the measured ones are shown in Figure IV-2. Table IV.2 shows the predicted versus observed heat fluxes for the cotton dataset. Both mean and standard deviation of the predicted four energy balance terms compare very well with those measured respectively.

Table IV.2. Statistics of SLEBS estimated versus observed heat fluxes of the Cotton dataset (s.d.: Standard deviation; MAD: Mean Absolute Deviation; RMSE: Root Mean Squared Error; R²: Coefficient of determination).

Energy balance terms ($W m^{-2}$)				
Variable:	(Measured)\		(Estimated)	
	Mean	s.d.	Mean	s.d.
R_n :	561.74	57.03	555.21	39.54
G_0 :	140.37	14.23	139.58	9.94
H :	116.63	45.59	120.02	48.92
λE :	304.74	27.45	298.97	38.93
Number of data points used:			19	
Statistics (Estimated vs. Measured):				
	R_n	G_0	H	λE
(MAD) ($W m^{-2}$) :	19.12	4.51	17.29	24.77
(RMSE) ($W m^{-2}$):	22.82	5.42	21.22	29.22
(R ²) (-) :	0.91	0.92	0.81	0.43

For the sensible heat flux H , the mean absolute difference (MAD) and the root mean squared error (RMSE) are 17.29 and 21.22 $W m^{-2}$ respectively and the coefficient of determination (R²) is 0.81. The MAD and RMSE for the net radiation R_n are 19.12 and 22.82 $W m^{-2}$ respectively, those for the soil heat flux G_0 are 4.51 and 5.42 $W m^{-2}$ respectively, and for the latent heat flux λE 24.77 and 29.22 $W m^{-2}$ respectively, all comparable or better than previously reported studies for the same dataset (Kustas 1990; Kustas and Norman 1999; Su et al., 2001b).

At higher radiation levels, there is a tendency to underestimate R_n and G_0 , whereas no obvious trends can be seen for H and λE . The underestimation for R_n and G_0 may be attributed to the temperature measurement procedure which may not catch the full diurnal effects of the shadows cast by the cotton plants on the bare soil in between the rows.

In order to investigate the behaviour of SI/BS estimated sensible heat flux with respect to the input variables and to explain the deviations, several plots are presented in Figure IV.3. As can be seen from the figure, the bias between SI/BS estimated H and measured H are mostly confined to within around 30 WM^{-2} , indicating good agreement with measured values. The biggest discrepancy occurs at data point 9 (corresponding to 9.55h; the counting starts from 0) at which the estimated sensible heat flux is 58.90 WM^{-2} bigger than the measured. This situation corresponds to wind across the cotton row from the east (wind direction 100 degrees), with very low wind speed (0.37 MS^{-1}). This indicates that when the wind speed is low, the uncertainty becomes large in the estimated flux terms.

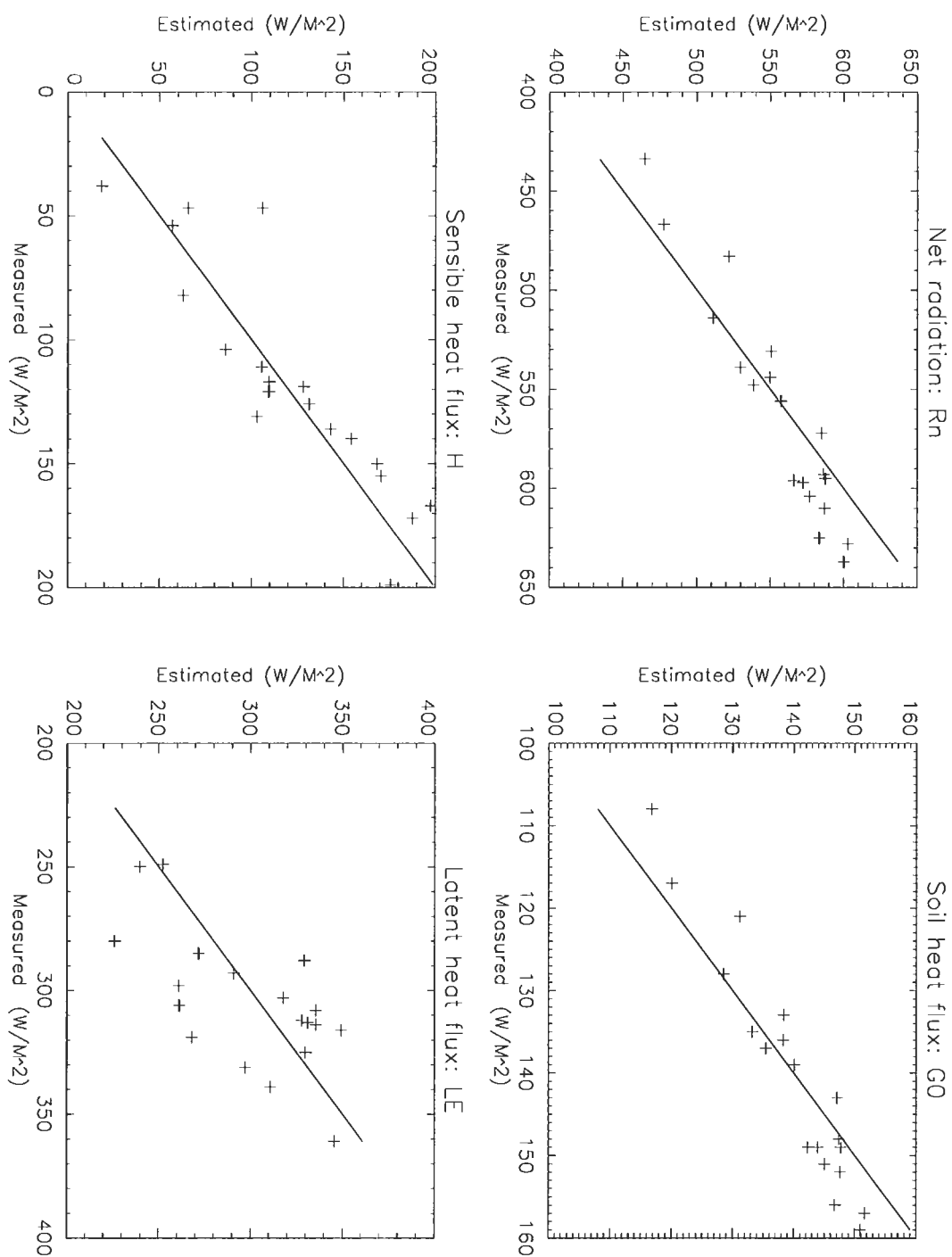


Figure IV.2. SEBS predicted four energy balance terms against the measured ones for the cotton dataset

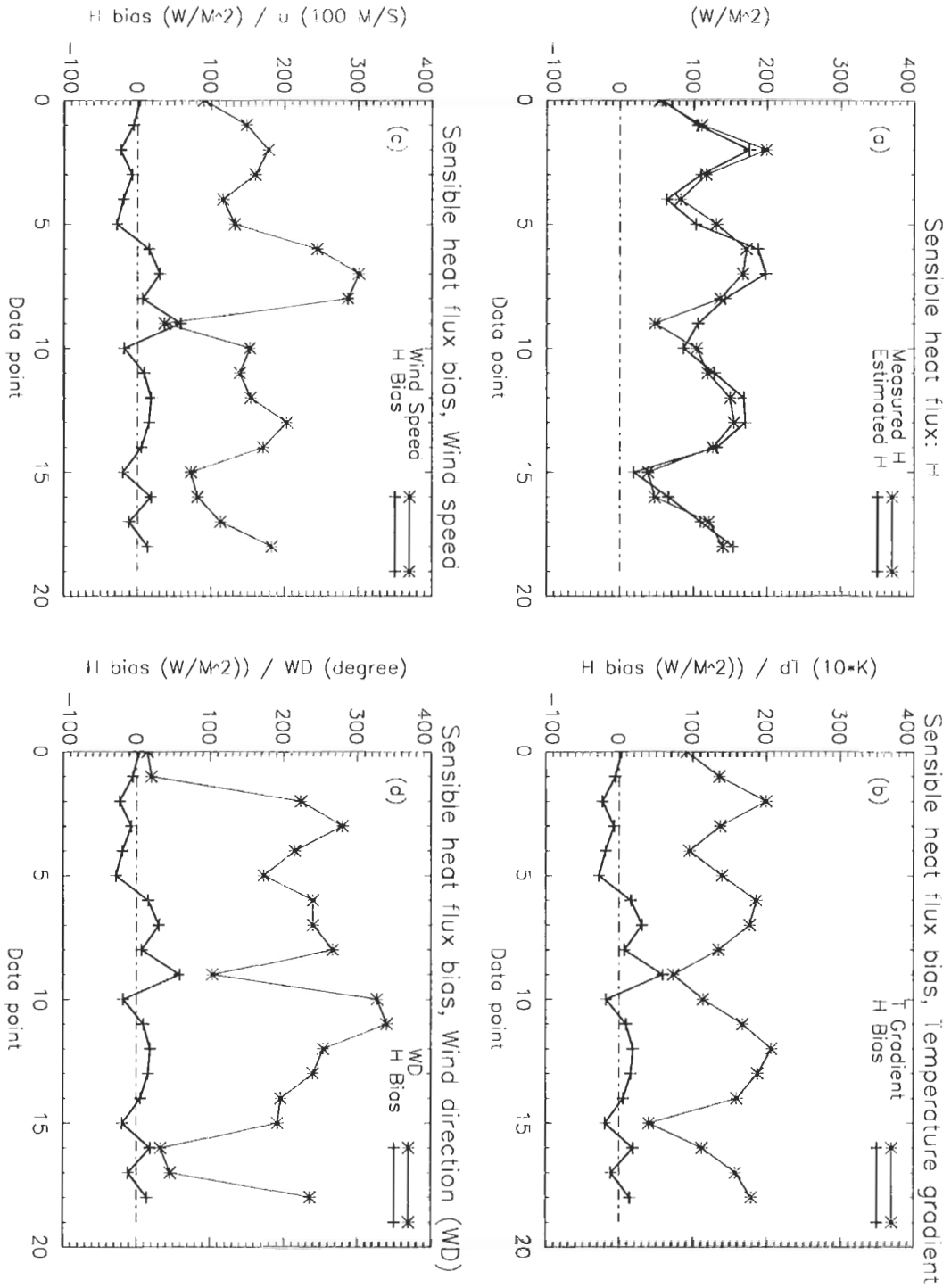


Figure IV.3. SEBS predicted sensible heat flux against input variables for the cotton dataset

EFEDA data

First, the primary inputs to SEBS are derived as described by Su et al. (1999) and Su and Jacobs (2001). These inputs include: remote sensing physical parameters derived

from the TMS data including albedo, surface temperature, and Normalized Difference Vegetation Index; and radiosonde and surface in-situ data including clear sky downward shortwave radiation, clear sky downward longwave radiation, PBL-height, surface pressure, PBL-averaged specific humidity, PBL-averaged potential temperature, PBL-averaged horizontal wind speed. Other derived parameters are described in Su and Jacobs (2001). The relevant parameters for this study are given in Table IV.3.

Table IV.3. Input parameters for the application of SEBS to the TMS data.

Surface temperature (°C)	TMS derivative
Surface albedo (-)	TMS derivative
NDVI (-)	TMS derivative
PBL Depth (m)	750
PBL pressure (Pa)	85986.1
PBL potential temperature (K)	300.15
PBL specific humidity (kg/kg)	0.0093
PBL wind speed (m/s)	8.0
Surface pressure (Pa)	94000.0
Downward long-wave radiation (W/m ²)	372.0
Surface short-wave clear sky radiation (W/m ²)	860.0

The results of the SEBS calculations are shown in figure IV.4. The corresponding histogram of the calculated evaporative fractions is shown in figure IV.5. The SEBS estimates of the evaporative fractions are confined between 0 and 1. In the Barrax area, there is a clear distinction between irrigated crops and non-irrigated ones, fallow and bare soil parts. Two clear peaks appear in the histogram: one peak around 0.25 (fallow) and a smaller one around 0.70 (irrigated crops). Furthermore, the pivot irrigated circles and the corresponding evaporative values are clearly identifiable from the map of evaporative fractions.

At three different surfaces in Barrax simultaneous field measurements of heat flux densities have been obtained during the ETTIDA campaign: (1) irrigated maize, (2) fallow and (3) bare soil. Measurements at the maize and the fallow site have been performed by the University of Karlsruhe, and measurements at the bare soil site have been done by CNRM.

Figure IV.6 shows the comparison between the values of evaporation fractions obtained from field measurements and from SEBS for the three different surface types. The actual values are given in Table IV.4, together with the standard deviation of the SEBS estimates.

Table IV.4. Comparison SEBS estimates of evaporative fraction with field measurements in the Barrax area, 29 June 1991 (X,Y are image coordinates)

Site	Data collection	X	y	Measured	Estimated	Sta.dev. Estimated
Maize	Karlsruhe	372	483	0.798	0.682	0.003
Fallow	Karlsruhe	473	420	0.0984	0.266	0.125
Bare	CNRM	367	462	0.154	0.218	0.027



Figure IV.4. Map of SEBS estimates of evaporative fractions with the TMS data for the Barrax area on 29 June 1991

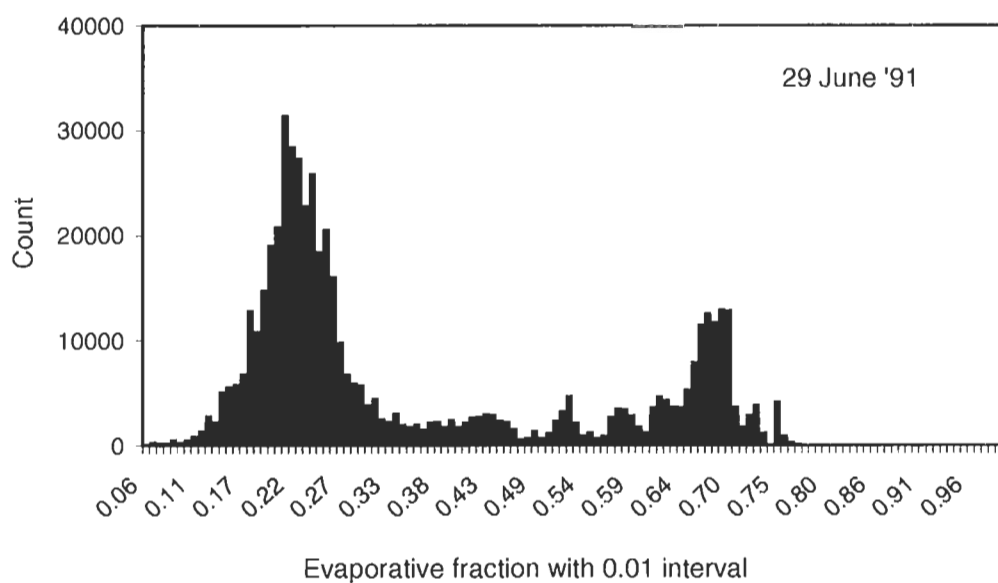


Figure IV.5. Histogram of SEBS estimates of evaporative fractions with the TMS data for the Barrax area on 29 June 1991 (count refers to number of pixels)

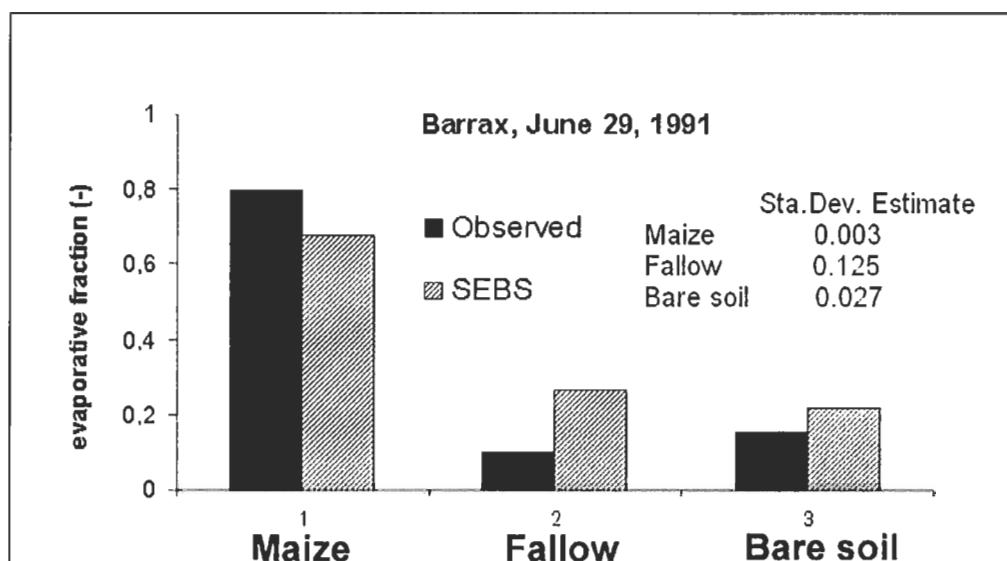


Figure IV.6. Comparison of field measurements of evaporative fractions with SEBS estimates for three sites in the Barrax area on 29 June 1991

The comparison of the SEBS estimates to field measurements is satisfactory. This being stated, it should also be pointed out that due to the differences in measurements heights, the fetch areas of the in-situ measurements and the SEBS estimates will be likely different. These differences will certainly contribute to the differences in the results. Further, since the SEBS estimates are instantaneous values based on the remote sensing data, while the in-situ measurements are half-hourly averages, difference should also occur due to the turbulent nature of the heat fluxes.

In the present study it is not possible to investigate the details of the quality of the input data due to lack of information. Although various studies have used the TMS (Bastiaanssen, 1995; Su et al., 2000, Pelgrum, 2000) and the data should be of good quality in terms of calibration and corrections, some of the secondary parameters have to be derived using rather limited knowledge of the surface conditions and of actual physical relationships. It is expected that such analysis will reveal some valuable information as regards to the necessary accuracy in the derived input data.

Error analysis

Given a functional relationship of the form

$$y = F\{x\} \quad (31)$$

the sensitivity of dependent variable y to a generic parameter or variable x in $F\{\}$ can be determined as

$$\Delta y = \frac{\partial F}{\partial x} \cdot \Delta x \quad (32)$$

In order to carry out an error analysis for the determination of the sensible heat flux H , Eq. (5) is rewritten as follows,

$$H = \frac{\rho C_p (\theta_0 - \theta_a)}{\frac{1}{ku_*} \left[\ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0h}} \right) - \Psi_h \left(\frac{z - d_0}{L} \right) + \Psi_h \left(\frac{z_{0h}}{L} \right) \right]} \quad (33)$$

or more simply

$$H = \frac{\langle \theta \rangle}{r_{an} + r_t + r_{us}} \quad (34)$$

where $\langle \theta \rangle = \rho C_p (\theta_0 - \theta_a)$, and $r_{an} = \frac{1}{ku_*} \ln \left(\frac{z - d_0}{z_{0h}} \right)$, $r_t = \frac{1}{ku_*} kB^{-1}$,

$r_{us} = \frac{-1}{ku_*} \left[\Psi_h \left(\frac{z - d_0}{L} \right) - \Psi_h \left(\frac{z_{0h}}{L} \right) \right]$ are the aerodynamic resistance at neutral

stability, thermal dynamic resistance and resistance due to stability respectively.

Using Eq. (24), the partial derivatives can be determined as follows:

$$\begin{aligned} \frac{\partial H}{\partial \langle \theta \rangle} &= \frac{H}{\langle \theta \rangle} \\ \frac{\partial H}{\partial r_{an}} &= \frac{-H^2}{\langle \theta \rangle} \\ \frac{\partial H}{\partial r_t} &= \frac{-H^2}{\langle \theta \rangle} \\ \frac{\partial H}{\partial r_{us}} &= \frac{-H^2}{\langle \theta \rangle} \end{aligned} \quad (35)$$

Substitution of Eq. (25) into Eq. (22), yields the sensitivity of H to each term in Eq. (24).

Using the range of values from the cotton data, i.e. $H = 50 \sim 200$ (W/M^2), $u_* = 0.05 \sim 0.3$ (MS^{-1}), and $(\theta_0 - \theta_a) = 5 \sim 20$ (K), the sensitivity in Eq. (24) to each term can also be expended to the primary terms, $(\theta_0 - \theta_a)$, u_* , kB^{-1} , and Ψ_h respectively. These sensitivities are given as: $\Delta H = 10 \cdot \Delta(\theta_0 - \theta_a)$, $\Delta H = 148 \cdot \Delta u_*$, $\Delta H = -25 \cdot \Delta kB^{-1}$, $\Delta H = -25 \cdot \Delta \Psi_h$. Inserting typical values for the uncertainties of the primary terms, the sensitivities are quantified as: 20, 11, -25 and -25 (W/M^2), for

$\Delta(\theta_0 - \theta_a) = 2K$, $\Delta u_s = 25\%$, $\Delta k B^{-1} = 1$, $\Delta \Psi_h = 1$ respectively. When the various terms are assumed independent of each other, the total uncertainty is around 40 (WM^{-2}). Since in reality, at least some of the terms are correlated, the actual sensitivity is in the order of 20 (WM^{-2}), which is around 20% when expressed relative to the mean sensible heat flux H .

In a previous study, Su et al. (2001) have investigated the sensitivity of kB^{-1} to all the physical and geometrical parameters used in Eq. (9), however using a simpler version than Eq. (9). By changing parameters values as much as 50% with respect to reference values, they showed that the sensitivity of kB^{-1} to all the parameters, except vegetation height, are comparable and the errors in the computed H are bounded by 37% relative to the mean measured H . The sensitivity of H to the vegetation height approaches 46% of the mean measured H by far the largest. Since SIBS formulation is superior to the one used for the sensitivity analysis in Su et al. (2001) (the RMSE is 21.22 WM^{-2} in the present study, whereas it was 27.29 W m^{-2}), SIBS can give reliable estimates of H , as long as the used parameters are accurate to within 50% of their actual values.

References

- Bastiaanssen, W.G.M., 1998: Regionalization of surface flux densities and moisture indicators in composite terrain – A remote sensing approach under clear skies in Mediterranean climates. Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 273 pp.
- Beljaars, A.C.M., and A.A.M. Holtslag, 1991: Flux parameterization over land surfaces for atmospheric models. *J. Appl. Meteor.*, 30, 327-341.
- Blümcl, K., 1999: A simple formula for estimation of the roughness length for heat transfer over partly vegetated surfaces. *J. Appl. Meteorol.*, 38, 814-829.
- Bolle, H.-J., André, J.C., Arrue, J.L., Barth, H.K., Bessemoulin, P., Brasa, A., de Bruin, H.A.R., Cruces, J., Dugdale, G., Engman, E.T., Evans, D.L., Fantechi, R., Fiedler, F., van de Griend, A., Imeson, A.C., Jochum, A., Kabat, P., Kratzsch, T., Lagouarde, J.-P., Langer, I., Llamas, R., Lopez-Baeza, E., Melia Miralles, J., Muniosguren, L.S., Nerry, F., Noilhan, J., Oliver, H.R., Roth, R., Saatchi, S.S., Sanchez Diaz, J., de Santa Olalla, M., Shuttleworth, W.J., Sogaard, H., Stricker, H., Thornes, J., Vauclin, M., and Wickland, D., 1993: EFIELD: European field experiments in a desertification-threatened area, *Ann. Geophys.*, 11, 173-189.
- Bosveld, F.C., 1999: Exchange processes between a coniferous forest and the atmosphere. Ph.D. dissertation, Wageningen University, 181pp.
- Bowen, I.S., 1926: The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface, *Phys. Rev.*, 27, 779-787.

- Brutsaert, W., 1982: Evaporation into the atmosphere. D. Reidel, 299pp.
- Brutsaert, W., 1998: Land-surface water vapor and sensible heat flux: Spatial variability, homogeneity, and measurement scales. *Water Resour. Res.*, 34, 2433-2442.
- Brutsaert, W., 1999: Aspects of bulk atmospheric boundary layer similarity under free-convective conditions. *Rev. Geophys.*, 37, 439-451.
- Campbell, G.S., and J.M. Norman, 1998: An introduction to environmental biophysics. Springer, 286pp.
- Choudhury, B.J., R.J. Reginato, and S.B. Idso, 1986: An analysis of infrared temperature observations over wheat and calculation of latent heat flux, *Agric. Forest Meteorol.*, 37, 75-88.
- Choudhury, B.J., and J.L. Monteith, 1988: A four layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Q.J.R. Meteorol. Soc.*, 114, 373-398.
- Famiglietti, J.S. and Wood, E.F., 1994: Multiscale modeling of spatially variable water and energy balance processes, *Wat. Resour. Res.*, 30, 3061-3078.
- Högström, U., 1988: Non-dimensional wind and temperature profiles in the atmospheric surface layer: A re-evaluation, *Boundary Layer Meteorol.*, 42, 55-78.
- Humes, K.S., W.P. Kustas, M.S. Moran, W.D. Nichols, and M.A. Weltz, 1994: Variability of emissivity and surface temperature over a sparsely vegetated surface, *Water Resour. Res.*, 30, 1299-1310.
- Jackson, R.D., S.B. Idso, R.J. Reginato, and P.J. Pinter Jr., 1981: Canopy temperature as a crop water stress indicator, *Water Resour. Res.*, 17(4), 1133-1138.
- Jackson, R.D., W.P. Kustas, and B.J. Choudhury, 1988: A re-examination of the crop water stress index, *Irrig. Sci.*, 9, 309-317.
- Kader, B.A., and A.M. Yaglom, 1990: Mean fields and fluctuation moments in unstably stratified turbulent boundary layers, *J. Fluid Mech.*, 212, 637-662.
- Kalma, J.D., and D.L.B. Jupp, 1990: Estimating evaporation from pasture using infrared thermometry: evaluation of a one-layer resistance model, *Agric. Forest Meteorol.*, 51, 223-246.
- Katul, G.G., and M.B. Parlange, 1992: A Penman-Brutsaert model for wet surface evaporation, *Water Resour. Res.*, 28(1), 121-126.
- Kros, J., Reinds, G.J., de Vries, W., Latour, J.B. & Bollen, M.J.S., 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95, SC-DLO & RIVM.

Kustas, W.P., and J.M. Norman, 1996: Use of remote sensing for evapotranspiration monitoring over land surfaces, *Hydrol. Sci. J.*, 41(4), 495-516.

Kustas, W. P., and J.M. Norman, 1999: Evaluation of soil and vegetation heat flux predictions using a simple two-source model with radiometric temperatures for partial canopy cover, *Agric. For. Meteorol.*, 94,13-29.

Kustas, W.P., 1990: Estimates of evapotranspiration with a one and two layer model of heat transfer over partial canopy layer, *J. Appl. Meteorol.*, 29, 704-715.

Kustas, W.P., and C.S.T. Daughtry, 1989: Estimation of the soil heat flux/net radiation ratio from spectral data, *Agric. For. Meteorol.*, 49, 205-223.

Kustas, W.P., and D.C. Goodrich, 1994: Preface, *Water Resour. Res.*, 30, 1211-1225.

Kustas, W.P., B.J. Choudhury, K.E. Kunkel, and L.W. Gay, 1989a: Estimate of the aerodynamic roughness parameters over an incomplete canopy cover of cotton, *Agric. For. Meteorol.*, 46, 91-105.

Kustas, W.P., B.J. Choudhury, Y. Inoue, P.J. Pinter, M.S. Moran, R.D. Jackson, and R.J. Reginato, 1989b: Ground and aircraft infrared observations over a partially-vegetated area, *Int. J. Remote Sens.*, 11, 409-427.

Kustas, W.P., J.H. Blanford, D.I. Stannard, C.S.T. Daughtry, W.D. Nichols, and M.A. Weltz, 1994a: Local energy flux estimates for unstable conditions using variance data in semiarid rangelands, *Water Resour. Res.*, 30, 1351-1361.

Kustas, W.P., M.S. Moran, K.S. Humes, D.I. Stannard, P.J. Pinter, Jr., L.E. Hipps, E. Swiatek, and D.C. Goodrich, 1994b: Surface energy balance estimates at local and regional scales using optical remote sensing from an aircraft platform and atmospheric data collected over semiarid rangelands, *Water Resour. Res.*, 30, 1241-1259.

Li, Z.-L., M.P. Stoll, R. Zhang, L. Jia and Z. Su, 2000: On the separate retrieval of soil and vegetation temperatures from ATSR data, *Sci. in China, series B*, 30, 27-38.

Massman, W.J., 1997: An analytical one-dimensional model of momentum transfer by vegetation of arbitrary structure, *Boundary-Layer Meteorol.*, 83, 407-421.

Massman, W.J., 1999: Molecular diffusivities of H₂O vapor in air, O₂ And N₂ near STP and the kinematic viscosity and the thermal diffusivity of air near STP, *Atmos. Environ.*, 33, 453-457.

Menenti, M., 1984: Physical aspects of and determination of evaporation in deserts applying remote sensing techniques. Report 10 (special issue), Institute for Land and Water Management Research (ICW), The Netherlands, 202pp.

Menenti, M., and B.J. Choudhury, 1993: Parametrization of land surface evapotranspiration using a location-dependent potential evapotranspiration and surface temperature range. In: H.J. Bolle et al. (eds.), Exchange processes at the land surface for a range of space and time scales. IAHIS Publ. No. 212: 561-568.

Menenti, M., B.J. Choudhury, and N. Di Girolamo, 2001: Monitoring of actual evaporation in the Aral Basin using AVHRR observations and 4DDA results. in Su Z., and C. Jacobs (Eds.), 2001: Advanced Earth Observation – Land Surface Climate, report USP-2, 01-02, Publications of the National Remote Sensing Board (BCRS), pp79-83.

Monteith, J.L., 1965: Evaporation and environment, Sym. Soc. Exp. Biol., 19, 205-234.

Monteith, J.L., 1973: Principles of environmental physics. Edward Arnold Press, 241 pp.

Moran, M.S., W.P. Kustas, A. Vidal, D.I. Stannard, J.H. Blanford, and W.D. Nichols, 1994: Use of ground-based remotely sensed data for surface energy balance evaluation of a semiarid rangeland. Water Resour. Res., 30, 1339-1349.

Moran, M.S., T.R. Clarke, Y. Inoue, and A. Vidal, 1994: Estimating crop water deficit using the relation between surface-air temperature and spectral vegetation index. Remote Sens. Environ., 49:246-263.

Morton, F.I., 1983: Operational estimates of areal evapotranspiration and their significance to the practice of hydrology, J. Hydrol., 66, 1-76.

Norman, J. M., W. P. Kustas, and K. S. Humes, 1995: A two-source approach for estimating soil and vegetation energy fluxes from observations of directional radiometric surface temperature, Agric. For. Meteorol., 77, 263-293.

Pelgrum, H., 2000: Spatial aggregation of land surface characteristics – impact of resolution of remote sensing data on land surface modelling. Ph.D. thesis, Wageningen University, 151 pp.

Penman, H.L., 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass, Proc. Roy. Soc., A, 193, 120-146.

Press, W.H., S.A. Teukolsky, W.T. Vetterling, and B.P. Flannery, 1997: Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing. Cambridge Univ. Press, 994pp.

Priestly, C.H.B., and R.J. Taylor, 1972: On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters, Mon. Weather Rev., 100(2), 81-92.

Sellers, P.J., Randall, D.A., Collatz, G.J., Berry, J.A., Field, C.B., Dazlich, D.A., Zhang, C., Collelo, G.D., Nounoua, I., 1996: A revised land surface parameterisation (SiB2) for atmospheric GCMS, part 1: model formulation, *J. Climate*, 9, 676-705.

Stanghellini, C., 1987: Transpiration of greenhouse crops – an aid to climate management, Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

Su Z., and C. Jacobs (Eds.), 2001: Advanced Earth Observation – Land Surface Climate, report USP-2, 01-02, Publications of the National Remote Sensing Board (BCRS), 184pp.

Su Z., and M. Menenti (Eds.), 1999: Mesoscale climate hydrology: the contribution of the new observing systems, Report USP-2, 99-05, Publications of the National Remote Sensing Board (BCRS), 141pp.

Su, Z., 2000: Remote sensing of land use and vegetation for mesoscale hydrological studies, *Int. J. Remote Sens.*, 21, 213-233.

Su, Z., H. Pelgrum, M. Menenti, 1999: Aggregation effects of surface heterogeneity in land surface processes, *Hydrol. Earth Sys. Sci.* 3(4), 549-563.

Su, Z., M. Menenti, H. Pelgrum, B.J.J.M. Van den Hurk, and W.G.M. Bastiaanssen, 1998: Remote sensing of land surface fluxes for updating numerical weather predictions. In G.J.A. Nieuwenhuis, R.A. Vaughan, and M. Molenaar, (Eds.), *Operational Remote Sensing for Sustainable Development*. Balkema, 393-402.

Su, Z., T. Schmugge, W.P. Kustas, W.J. Massman, 2001: An evaluation of two models for estimation of the roughness height for heat transfer between the land surface and the atmosphere, *J. Appl. Meteorol.* 40(11), 1933-1951.

Su, Z., 2001, A Surface Energy Balance System (SEBS) for estimation of turbulent heat fluxes from point to continental scale, in Z. Su and J. Jacobs, (eds.), *Advanced Earth Observation – Land Surface Climate*, Publications of the National Remote Sensing Board (BCRS), USP-2, 01-02, 184pp.

Van den Hurk, B.J.J.M., and A.A.M. Holtslag 1995: On the bulk parameterization of surface fluxes for various conditions and parameter ranges. *Boundary-Layer Meteorol.*, 82, 199-134.

Van den Hurk, B.J.J.M. and Z. Su 1999: Chapter 6.1, Heat and Mass Transfer, in M. Menenti (ed.) *Requirements to a Hyper-Spectral and Directional Land-Surface Processes and Interactions Remote Sensing Mission*. Final report, ESA.

Van den Hurk, B.J.J.M., P. Viterbo, A.C.M. Beljaars and A.K. Betts, 2000: Offline validation of the ERA40 surface scheme; ECMWF TechMemo 295

Verhoef, A., H.A.R. de Bruin, and B.J.J.M. van den Hurk, 1997: Some practical notes on the parameter for sparse vegetation, *J. Appl. Meteorol.*, 36, 560-572.

Verhoef, W., 1998: Theory of radiative transfer models applied in optical remote sensing of vegetation canopies. Ph.D. dissertation, Wageningen Agricultural University, 310pp.

Weltz, M.A., J.C. Ritchie, and H. D. Fox, 1994: Comparison of laser and field measurements of vegetation height and canopy cover, *Water Resour. Res.*, 30, 1311-1319.

Wieringa, J., 1986: Roughness-dependent geographical interpolation of surface wind speed averages, *Q.J.R. Meteorol. Soc.* 112, 867-889.

Wieringa, J., 1993: Representative roughness parameters for homogeneous terrain, *Boundary Layer Meteorol.* 63,323-363.

Zhan, X., W.P. Kustas, and K.S. Humes, 1996: An intercomparison study on models of sensible heat flux over partial canopy surfaces with remotely sensed surface temperature, *Remote Sens. Environ.*, 58, 242-256.

