

Opvolging van de lokale staat van in- standhouding van de Europese habitats in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

**Gegevensinzameling, - opslag en - verwerking:
jaar 1, cyclus 1**

**Hans Van Calster, Cécile Herr, Patrik Oosterlynck, Pieter Verschelde en Desiré
Paelinckx**

INBO.R.2011.56

Auteurs:

Hans Van Calster, Cécile Herr, Patrik Oosterlynck, Pieter Verschelde en Desiré Paelinckx

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

hans.vancalster@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Calster H., Herr C., Oosterlynck P., Verschelde P., Paelinckx D. (2011). Opvolging van de lokale staat van instandhouding van de Europese habitats in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest - Gegevensinzameling, - opslag en - verwerking: jaar 1, cyclus 1. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2011/3241/289

INBO.R.2011.56

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

Cécile Herr

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Leefmilieu Brussel - Brussels Instituut voor Milieubeheer

Opvolging van de lokale staat van instandhouding van de Europese habitats in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Gegevensinzameling, - opslag en – verwerking: jaar 1,
cyclus 1

**Hans Van Calster, Cécile Herr, Patrik Oosterlynck, Pieter
Verschelde en Desiré Paelinckx**

Dankwoord

Dit rapport is het resultaat van de studieopdracht "Opvolging van de lokale staat van instandhouding van de Europese habitats in het Brussels hoofdstedelijk gewest (bestek met referentie ANWB/NAT2000/10/LSVI) in opdracht van de afdeling Natuur, Water en Bos, Dienst Strategie Biodiversiteit. De aanbestedende overheid is Leefmilieu Brussel – Brussels Instituut voor Milieubeheer (LB-BIM). Speciale dank gaat uit naar Mathias Engelbeen, leidend ambtenaar van het project.

We bedanken ook de leden van de stuurgroep: Ben Van der Wijden (LB-BIM), Machteld Gryseels (LB-BIM), Olivier Beck (LB-BIM), Gregory Reinbold (LB-BIM), Stephane Vanwijnsberghe (LB-BIM).

Onze dank gaat ook uit naar Dirk Bauwens (INBO) voor het nalezen van de teksten en naar Frederic Piesschaert (INBO) en Jo Loos (INBO) voor hulp met de Recorder software. Steven De Saeger (INBO), Toon Westra (INBO), Gerald Louette (INBO), Olivier Schoonbroodt (LB-BIM), Bram Aertsen en Gregory Reinbold (LB-BIM) assisteerden tijdens de opleidingsdagen voor het veldwerk. Gerald Louette, Toon Westra en Paul Quataert (allen INBO) bedanken we voor de hulp bij de inhoudelijke afstemming van het project.

Samenvatting

In dit rapport staan de ervaringen met de implementatie van een meetnet voor habitatmonitoring opgedaan tijdens het eerste jaar van de eerste meetcyclus. Het meetnet heeft tot doel de habitatkwaliteit te beoordelen van Natura 2000 habitat(sub)types. Deze gegevensinzameling kadert in de verplichte zesjaarlijkse rapportering van de zogenaamde regionale staat van instandhouding van Natura 2000 habitat. Naast habitatkwaliteit is deze beoordeling ook gebaseerd op de criteria areaal en oppervlakte van het habitat en toekomstperspectieven van het habitat.

Binnen het Brussels Hoofdstedelijk Gewest werd besloten om deze staat van instandhouding op te volgen op niveau van individuele Europese Habitattypes binnen elke speciale beschermingszone (SBZ) afzonderlijk. In een voorafgaande studie (Van Calster en Bauwens 2010), werd een meetnet voorgesteld op basis van een 50 x 50 m raster waaruit aselect een voldoende aantal steekproeflocaties werden gekozen om een statistische onderbouwde en voldoende precieze uitspraak te kunnen doen over de habitatkwaliteit. Dit meetnet overlapt voor 21% met meetnetlocaties van de reeds lopende bosinventarisatie.

De doelstelling van de opdracht hield enerzijds een terreincampagne in waarbij de lokale staat van instandhouding wordt bepaald en anderzijds de organisatie van de gegevensverwerking met aandacht voor de wijze van gegevensopslag, de gegevenscontrole en de gegevensanalyse. Het rapport is opgesplitst in een hoofdstuk gegevensinzameling, een hoofdstuk gegevensopslag en een hoofdstuk gegevensverwerking. Het rapport eindigt met een hoofdstuk waarin een evaluatie wordt gemaakt van het opstartjaar van het meetnet, welke resulteren in een aantal aanbevelingen.

Voor de gegevensinzameling werden veldprotocols uitgewerkt. In eerste instantie werd hiervoor een analyse gemaakt van welke meetvariabelen nodig waren. Deze analyse baseerden we op een screening van beoordelingstabellen met criteria en biotische indicatoren om de lokale staat van instandhouding te bepalen en welke veldmethodieken het meest geschikt was om de indicatoren te bepalen in gestandaardiseerde proefvlakken. Dit leidde tot veldprotocols voor enerzijds vegetatieopnamen (vierkant of lineair proefvlak) en anderzijds structuuroopnamen (cirkelvormig proefvlak). Naast deze veldprotocols werden protocols opgesteld voor de navigatie naar een proefvlak, voor habitatcontrole, voor permanent markeren van een proefvlak, voor tijdsregistratie van het veldwerk en voor de selectie van reserveproefvlakken. Ook werden de optimale periodes bepaald voor de uitvoer van het veldwerk. Deze veldprotocols verhogen in sterke mate de vergelijkbaarheid en de reproduceerbaarheid van de gegevens binnen één meetcyclus en tussen de volgende meetcycli.

In totaal werden tijdens het eerste jaar veldwerk 196 proefvlakken volledig bemonsterd. Hiervan komen er 183 proefvlakken uit de oorspronkelijke steekproef. Voor 65 proefvlakken uit de oorspronkelijke steekproef wees de habitatcontrole uit dat het ongeschikte lokaties betrof. Hiervoor werden bijkomend, 32 aselect gekozen lokaties (reserveproefvlakken) bezocht waarvan er 13 geschikt bleken en volledig bemonsterd werden ($183 + 13 = 196$). Ongeschikte proefvlakken in het Woluwepark werden niet vervangen door reservepunten. Het gaat om habitattypen 9190 en 91E0_veb. Van de 196 volledig bemonsterde proefvlakken vielen er 66 samen met de lokaties van proefvlakken van de bosinventarisatie. Het overgrote aandeel van de overlap met de bosinventarisatie situeert zich immers in het Zoniënwoud, de naburige bosgebieden en de Woluwevallei (speciale beschermingszone I) waar het veldwerk doorging (met uitzondering van enkele kalktufbron lokaties in de bossen en moerassen van de Molenbeekvallei; speciale beschermingszone III).

Voor de gegevensinvoer werd gebruik gemaakt van Recorder 6 software. Hierin zijn de nodige kwaliteitscontroles ingebouwd zodat bijvoorbeeld vermeden wordt dat onmogelijke waarden worden ingegeven of soortnamen fout worden geschreven. De onderliggende databankstructuur met de ingevoerde gegevens werd achteraf geëxporteerd naar een Access databank. Daarnaast werden overzichtelijke lokalisatiefiches samengesteld, met plaatsbepaling van vier bomen of andere vaste punten en gedocumenteerd met vier foto's in de hoofdwindrichtingen, opdat de proefvlakken in een volgende meetcyclus teruggevonden kunnen worden. Het centrum van elk proefvlak werd bovendien permanent gemarkeerd met een fenopaal.

De eerste stap in de gegevensverwerking was het omzetten van de meetvariabelen naar analysevariabelen. Bij de verwerkingsmethodes maken we een onderscheid tussen enerzijds de verkennende analyses en anderzijds een voorbeeldanalyse voor het bepalen van de staat van instandhouding. Voor de voorbeeldanalyse werd in de eerste plaats nagedacht hoe de indicatoren zinvol geaggregeerd kunnen worden tot een uitspraak over de staat van instandhouding.

De meeste van de indicatoren geven als waarde een proportie (percentage) of een aantal, in sommige gevallen gaat het om binaire of klassevariabelen. De individuele indicatoren hebben meestal een scheve verdeling, wat in de meeste gevallen betekent dat er veel meer waarden kleiner dan gemiddeld zijn. Statistische outliers zijn regelmatig aanwezig, maar het bleek nooit te gaan om onmogelijke waarden of foutief ingevoerde waarden, en er is dus ook geen reden om deze te verwijderen. Vaak is hiervoor een logische verklaring, bijvoorbeeld omdat zeer hoge waarden toevalstreffers zijn (bv dik dood hout). Sommige indicatoren bevatten deels dezelfde informatie. Redenen hiervoor waren bijvoorbeeld een overlappende soortenlijst waarop de berekening van twee verschillende indicatoren gebaseerd was, of twee indicatoren die mathematisch gerelateerd zijn. Anderzijds kan er soms een ecologische verklaring zijn voor een associatie tussen twee indicatoren, maar de beperkte tot hiertoe verzamelde gegevensset laat nog niet toe om hier uitspraken over te doen.

De beoordelingstabellen vermelden grenswaarden vanaf wanneer een indicator als gunstig of ongunstig wordt bestempeld. In het rapport wordt een overzicht gegeven van het percentage proefvlakken dat als ongunstige/gunstig geklassificeerd werd per habitatype en dit zowel voor elke indicator afzonderlijk als geaggregeerd per criterium (indicatoren behoren ofwel tot het criterium vegetatie, ofwel verstoring, ofwel structuur). Deze cijfers kunnen interessant zijn voor een snelle screening waar er eventueel problemen zitten. Om echter globale uitspraken te doen over de habitatkwaliteit dienen de indicatoren geaggregeerd te worden tot een zinvolle kwaliteitsmaat of score. Een eerste optie die bekeken werd was gebaseerd op het 'one-out-all-out' principe: indien één van de indicatoren ongunstig, dan scoort het proefvlak globaal ongunstig. Dit is een streng principe en weinig bruikbaar om de habitatkwaliteit op te volgen. Door deze manier van aggregeren gaat er immers veel informatie verloren en bekomen we een insensitieve maat. Het alternatief is een ecologische kwaliteitsmaat (biotische index). Hiervoor werd eerst elke indicator getransformeerd naar een afstandsmaat die aangeeft hoeveel de geobserveerde waarde verschilt van de grenswaarde. Een gewogen gemiddelde van deze afstandsmaten was de alternatieve ecologische kwaliteitsmaat en deze was veel gevoeliger en informatiever dan het 'one-out-all-out' principe.

Evaluatie van het veldwerk leerde ons dat een proefvlak inventariseren gemiddeld 72 minuten duurt, maar dat daar een grote spreiding op zit (tussen 33 min en 132 min). Hierin zit echter nog niet de verplaatsingstijd en tijd om reserveproefvlakken te vinden. Indien hier wel mee rekening wordt gehouden mag men uitgaan van 3,5 proefvlakken per mandag. In het rapport worden aanbevelingen gemaakt om sommige veldprotocols aan te passen,

evenals een aanbeveling om te waken over de kwaliteit van het veldwerk door invoer van een zogenaamd schaduwmeetnet en intercalibratie-oefeningen.

De ruwe gegevens werden opgeslagen in een logische en gevalideerde databankstructuur. Naar de toekomst toe bevelen we aan om dit model verder te gebruiken en een keuze te maken naar invoermodaliteiten (ofwel Recorder 6 software, ofwel invoerformulieren uitwerken in Access of een andere databank omgeving).

De resultaten van de gegevensverwerking toonden de voordelen van een degelijke verkennende analyse in combinatie met een samenvattende ecologische kwaliteitsmaat. We bevelen ook aan om in de toekomst, wanneer meer gegevens uit het meetnet ter beschikking komen, de ecologische kwaliteitsmaat verder te valideren en calibreren. Ook kan er aan gedacht worden om de gegevensverwerking deels te automatiseren.

Tot slot, doen we nog een aantal aanbevelingen over het meetnetontwerp zelf. Er wordt aanbevolen om de cyclus te wijzigen van een vierjarige cyclus naar een achtjarige cyclus en de implicaties hiervan op het onderscheidend vermogen en precisie worden besproken. Naast deze aanbeveling, kan het veldwerk efficiënter verlopen indien bij de selectie van reservepunten geen lokaties getrokken worden die te dicht liggen bij de perceelsgrenzen, om zo het aandeel reservepunten in geschikt habitat te verhogen. De implicaties hiervan naar mogelijke vertekening van de resultaten worden besproken. We bevelen ook aan om de habitattypes met een zeer beperkte oppervlakte te monitoren in de context van beheermonitoring, omdat de meerwaarde hiervan waarschijnlijk groter is dan een uitspraak over de staat van instandhouding.

Résumé

Ce rapport présente l'expérience acquise dans la mise sur pied d'un réseau de mesure pour le monitoring des habitats, lors de la première année du premier cycle de mesure. Ce réseau a pour objectif d'évaluer la qualité des habitats (y compris les sous-types) Natura 2000. La collecte de données a lieu dans le cadre du rapportage obligatoire tous les 6 ans quant à l'état de conservation par région des habitats Natura 2000. L'évaluation de l'état de conservation se base non seulement sur la qualité de l'habitat, mais aussi sur son aire de distribution, sa superficie et ses perspectives d'avenir.

Au sein de la Région de Bruxelles-Capitale il a été décidé de réaliser ce suivi de l'état de conservation individuellement pour chaque habitat européen et chaque zone de protection spéciale (ZPS). Dans une étude préliminaire, Van Calster et Bauwens (2010) ont proposé un réseau de mesure basé sur une grille de 50 x 50 m au sein de laquelle des placettes à échantillonner ont été sélectionnées aléatoirement, en nombre suffisant pour émettre un jugement raisonnablement précis et fondé statistiquement sur la qualité de l'habitat. Ce réseau de mesure coïncide pour 21 % avec les placettes de mesure de l'inventaire forestier déjà en cours.

L'objectif de la présente mission était d'une part la réalisation d'une campagne de terrain pour déterminer l'état de conservation au niveau local et d'autre part l'organisation du traitement des données en veillant à la procédure de stockage, de contrôle et d'analyse des données. Le rapport se compose d'un chapitre sur la collecte de données, un chapitre sur le stockage des données et un chapitre sur le traitement des données. Il se clôture par un chapitre d'évaluation pour la première année du réseau de mesure qui permet d'émettre une série de recommandations.

Des protocoles de terrain ont été mis au point pour la collecte des données. Pour ce faire une première analyse a permis de dresser la liste des variables à mesurer. Cette analyse se base sur un screening des critères et des indicateurs biotiques repris dans les tables utilisées pour évaluer l'état de conservation local et sur la recherche de la méthodologie de terrain la plus adaptée pour déterminer ces indicateurs dans des placettes d'échantillonnage standardisées. Cette approche a fourni des protocoles de terrain pour réaliser les relevés de végétation (placette d'échantillonnage carrée ou linéaire) et les relevés de structure (placette d'échantillonnage circulaire). D'autres protocoles de terrain ont été mis au point pour la navigation jusqu'à la placette d'échantillonnage, le contrôle de l'habitat, le marquage permanent de la placette, l'enregistrement du temps et la sélection de placettes d'échantillonnage de réserve. Les périodes optimales pour réaliser le travail de terrain ont également été déterminées. Ces protocoles de terrain augmentent grandement la reproductibilité et les possibilités de comparer les résultats au sein d'un cycle de mesure et d'un cycle de mesure au suivant.

Au total, 196 placettes d'échantillonnage ont été inventarisées au cours de la première année de terrain. Parmi celles-ci figurent 183 placettes de l'échantillon initialement prévu. 65 placettes de l'échantillon initialement prévu ont été rejetées lors du contrôle du type d'habitat. 32 points supplémentaires sélectionnés de manière aléatoire (placettes de réserve) ont donc été visités et 13 se sont avérés convenir et ont été inventarisés ($183 + 13 = 196$). Dans le parc de Woluwé, les placettes qui ont été jugées inadéquates n'ont pas été remplacées par des placettes de réserve. Ceci concerne les habitats 9190 et 91E0 (sous-type frênaie-ormie, *Pruno-Fraxinetum*). Parmi les 196 placettes inventarisées, 66 coïncident avec des placettes de l'inventaire forestier. La majorité des placettes également suivies lors de l'inventaire forestier se trouvent d'ailleurs en forêt de Soignes, dans les zones forestières

attenantes et dans la vallée de la Woluwe (zone de protection spéciale I) où le travail de terrain a pris place (à l'exception de quelques sites avec des sources pétrifiantes situés dans les bois et marais de la vallée du Molenbeek, zone de protection spéciale III).

L'application Recorder 6 a été utilisée pour l'encodage des données. Les nécessaires contrôles de qualité sont intégrés dans cette application, de telle sorte que l'encodage de valeurs absurdes est par exemple impossible ou encore, que les noms d'espèces ne peuvent pas être mal orthographiés. La structure de la base de données qui sous-tend Recorder a ensuite été exportée avec les données en une base de données Access. Par ailleurs, des fiches donnant une vue générale de la localisation des placettes ont été préparées: elles situent les quatre arbres ou autres points de repère par rapport au centre de la placette et sont illustrées de photos prises vers les quatre points cardinaux pour permettre de retrouver les placettes lors des cycles de mesure ultérieurs. Le centre de chaque placette est en outre marqué de manière permanente par une borne FENO.

La première étape de traitement des données a consisté en une conversion des variables mesurées en variables d'analyse. Deux types d'analyse ont été distingués lors du traitement des données: d'une part l'analyse exploratoire et d'autre part une analyse à titre d'exemple pour la détermination de l'état de conservation. Pour cette dernière, l'attention s'est focalisée en priorité sur la recherche d'une manière pertinente d'agréger les indicateurs pour se prononcer sur l'état de conservation.

La majorité des indicateurs sont exprimés en tant que proportion (pourcentage) ou en nombre absolu, parfois ces indicateurs prennent la forme de variables binaires ou de classes. Les indicateurs pris à titre individuel présentent la plupart du temps une distribution asymétrique, en général avec une majorité de valeurs plus petites que la moyenne. Des outliers statistiques sont régulièrement présents, mais il ne s'agit jamais de valeurs impossibles ou fautivement encodées et il n'y a donc pas de raison de les exclure de l'analyse. Il y a d'ailleurs souvent une explication logique, par exemple parce que les valeurs très élevées sont des "coups de chance" dus au hasard (notamment pour le bois mort). Certains indicateurs contiennent de l'information en partie redondante. C'est par exemple le cas lorsqu'une liste d'espèces avec des espèces en commun est utilisée pour deux indicateurs différents, ou lorsque deux indicateurs sont mathématiquement liés. Par ailleurs, il peut aussi y avoir une explication écologique à une association entre deux indicateurs, mais le set limité des données collectées jusqu'à présent ne permet pas encore de se prononcer à ce sujet.

Les tables d'évaluation de l'état de conservation mentionnent des valeurs seuils à partir desquelles un indicateur est considéré comme favorable ou défavorable. Le rapport donne une vue d'ensemble par type d'habitat du pourcentage de placettes d'échantillonnage classées comme en bon/mauvais état de conservation, et ce autant pour chaque indicateur pris à titre individuel que pour les indicateurs groupés par critère (indicateurs pour le critère végétation, perturbation ou structure). Ces chiffres peuvent s'avérer intéressants pour un screening rapide à la recherche d'éventuels problèmes. Cependant, pour émettre un jugement global sur la qualité des habitats, il faut grouper les indicateurs en une mesure de qualité / score pertinent. Une première option testée est basée sur le principe "one-out-all-out": dès qu'un des indicateurs est défavorable, la placette reçoit un score global défavorable. Il s'agit d'un principe sévère et peu utilisable pour suivre la qualité des habitats : avec une telle méthode d'agrégation des données, beaucoup d'information est perdue et le monitoring perd en sensibilité. L'alternative est d'utiliser une mesure de qualité écologique (indice biotique). Pour ce faire, chaque indicateur est d'abord transformé en une mesure de distance qui traduit dans quelle mesure la valeur observée diffère de la valeur seuil. Une

moyenne pondérée de ces mesures de distance donne cette mesure de qualité écologique alternative qui est bien plus sensible et informative que le principe "one-out-all-out".

L'évaluation du travail de terrain nous a appris que l'inventaire d'une placette dure en moyenne 72 minutes, mais avec des fortes variations entre les placettes (33 à 132 minutes). Cette estimation ne tient pas compte du temps de déplacement et du temps nécessaire pour trouver des placettes de réserve. En prenant également ces paramètres en compte, on arrive à 3,5 placettes inventarisées par homme jour. Le rapport présente des recommandations visant à adapter certains protocoles de terrain, et recommande de veiller à la qualité du travail de terrain en mettant sur pied un "réseau de mesure de contrôle" et des exercices d'intercalibration.

Les données brutes ont été enregistrées dans une structure de base de données logique et validée. A l'avenir, nous recommandons de continuer à utiliser ce modèle et de se prononcer sur le choix d'un système d'encodage (soit via l'application Recorder 6, soit via la création de formulaires en Access ou dans un autre environnement de banque de données).

Les résultats du traitement des données montrent les avantages d'une analyse exploratoire poussée combinée à une mesure de qualité écologique synthétique. Dans le futur (quand davantage de données seront disponibles), nous recommandons également une validation plus poussée et une calibration de la mesure de qualité écologique. On peut aussi envisager d'automatiser partiellement le traitement des données.

En conclusion, nous formulons encore une série de recommandations quant au réseau de mesure lui-même. Il est conseillé d'adapter le cycle de mesure pour passer d'un cycle de quatre ans à un cycle de huit ans. Les conséquences d'un tel changement sur la puissance discriminante et la précision sont discutées. En outre, le travail de terrain peut gagner en efficacité si la sélection de placettes de réserve se fait en excluant les points situés trop près des limites entre parcelles, pour ainsi augmenter la proportion de placettes de réserve qui tombent dans un habitat adéquat. Les conséquences quant à un éventuel biais aux résultats sont discutées. Nous recommandons aussi de réaliser le monitoring des types d'habitats présents sur de très petites surfaces dans le contexte d'un monitoring de gestion, car la valeur ajoutée de celui-ci sera vraisemblablement plus importante que le "simple fait" de pouvoir se prononcer sur l'état de conservation.

Abstract

This report compiles the experiences gained while implementing the monitoring scheme for habitats in the Brussels Capital Region during the first year of the first cycle. This monitoring scheme is designed to assess the quality of Natura 2000 habitat(sub)types. Collecting the data complies with the obligation to assess regional conservation status of Natura 2000 habitats every six years. Besides habitat quality, area, range and future prospects of the habitat are key elements of this evaluation.

It was decided beforehand to monitor conservation status within the Brussels Capital Region for each individual habitat type and on the level of special areas of conservation (SAC) individually. In a preliminary study (Van Calster and Bauwens 2010) proposed a monitoring scheme based on a 50 x 50 m grid from which an adequate number of sample units was selected randomly in order to allow statistically robust and detailed analysis of habitat quality. 21% of the suggested monitoring scheme overlaps with sample locations from the Forest Inventory that is already in progress.

The goals of this assignment were on one hand a field campaign to determine the local conservation status and on the other hand designing the data handling format with special focus on data storage, data quality control and data analysis. The report is composed of a chapter on data collection, a chapter on data storage and a chapter about data-analysis. To conclude we added a chapter with recommendations resulting from evaluating this first working year of the monitoring scheme.

Specific protocols were elaborated for data collection during field work. Firstly, we analysed which variables were needed by screening the assessment matrices. The latter contain criteria and biotic indicators needed to evaluate local conservation status. We then designed adequate field sampling strategies to assess these measurements in standardised survey plots. This resulted in a protocol for vegetation measurements (in a square or linear vegetation plot) and a protocol for structural measurements (in a bigger circular plot). We also elaborated protocols for navigating towards the sample unit, for checking the habitat type, for permanently georeferencing the plot, for registering working time spent on a plot, and one defining when to opt for a replacement sampling plot.

Optimal field work periods for different habitat types were determined. Together, these protocols should result in a significant increase in comparability and repeatability of the data-collection process both within one measuring cycle as well as between different cycles.

In total, 196 sample units were visited during this first year. 183 of these originate from the initial random pool of samples. 65 sample locations from the initial set proved to be incorrect in terms of habitat type under study as deduced from the habitat type protocol. Therefore we additionally visited 32 randomly selected sample locations (replacements) of which only 13 proved to hold the relevant habitat type. The latter were included in the sample population and were treated exactly the same as the original sample units ($183 + 13 = 196$). Inadequate sample locations for habitat types 9190 and 91E0_veb in the Woluwepark were not replaced by replacement sample plots. Sixty-six of the 196 sampled locations coincided with locations sampled in the Forest Inventory. The majority of these were situated in the Zoniën Forest, the neighbouring forested areas and the Woluwe vallei (Special Area of Conservation I) where field work was conducted (with exception of some tufa springs in Forest and Wetlands of the Molenbeekvallei; special area of conservation III) .

Data entry was conducted with Recorder 6 software. This accounts for a first quality control step since no non-defined values nor invalid taxonomy can be entered into the database. The

underlying database architecture together with the data were then exported to a database in Access format. Moreover, well-organized location cards were compiled, documenting accurately the location and type of four trees or other landmarks in the vicinity of the plot. Four photographs (one for each main wind course) are also added. The center of each survey plot was permanently marked by means of a hard plastic marker anchored onto the soil with a solid metal rod. All together, this should allow relocation of the survey plot for future cycles in most cases.

The first step in the data-analysis was the conversion of the measurement-variables into analysis-variables. In the further analysis we differentiate between on the one hand explorative analysis and on the other hand an exemplative analysis for assessing integral local conservation status of a habitat (sub)type. In the latter we reflected primarily on how to aggregate different indicators into a statement (good or bad conservation status) in a way that is informative and ecologically meaningful.

The majority of indicators provide us with a measurement in terms of percentages or absolute numbers. In a number of cases binary or ordinary variables are involved. Individual indicators generally show a skewed distribution, which in most cases relates to a much higher number of values below average. Outliers are frequent, but never attributable to wrong measurements or bad data entry. So, it was concluded that there is no ground to exclude them from analysis. A plausible explanation for these outliers could be that extreme measurements constitute chance hits (for example thick dead wood). Some indicators seem to indicate in part the same information. An explanation for this finding can be found in indicator species that are used in multiple indicator species lists and from which different indicators are calculated. In some cases the calculated indicators are mathematically related. Alternatively, there can also be an ecological explanation for the observed correlation, but with the current volume of data further interpretations are premature.

The assessment matrices state threshold values for a given indicator in terms of favourable to unfavourable conservation status. In this report we provide an overview of the percentages of survey plots that are classified as unfavourable/favourable for each habitat (sub)type individually. This is elaborated for each indicator individually as well as by integrating indicators on three criterion levels (vegetation, function and structure). These figures are useful for a quick screening for habitat quality deficiencies. A more general assessment on habitat quality requires nevertheless further integration of the indicators into a meaningful quality measurement or score. With this in mind we first explored the one-out-all-out theory: if one of the indicators is unfavourable, then the overall evaluation is unfavourable. This is a very straightforward methodology but with limited ecological meaning and low applicability in a monitoring context. Integrating in this manner results in a highly undifferentiated figure and a substantial loss of underlying information. Alternatively, we could elaborate an ecological scale of habitat quality (biotic index). Therefore every indicator was transformed into a distance measurement indicating the distance an observed measurement constitutes from a target or threshold value. The weighted mean of these distance measurements constitutes an alternative quality measurement with higher ecological significance. Specifically, we show it is more sensitive and provides more information than the former one-out-all-out method.

In evaluating the field work data we found that total data collection takes on average 72 minutes per sample location but we noted a very high variation (from 33 minutes to 132 minutes). Excluded from these numbers are time needed for travel towards the plot location and time needed to find a reserve plot when appropriate. Including these we calculated that on a normal working day on average 3,5 plot locations can be surveyed. In this report we

recommend a number of adjustments in certain protocols, as well as the implementation of a quality control scheme and intercalibration-processes.

Raw data is stored in a logic and valid databasestructure. We recommend using this model in the future and promote a decision on the mode of data entry (either through continued use of Recorder 6 software or alternatively by means of a form in Access or any other database format).

The results from the analysis of the data from this first year illustrate the benefits resulting from a sound explorative analysis combined with a descriptive quality measurement. We also recommend to validate and calibrate the ecological scale bars now used in the assessment matrices once more data has been produced. Computerized analysis of the data is another possibility we would like to mention.

To conclude, we provide a number of recommendations concerning the monitoring scheme itself. We propose lowering the frequency of the monitoring cycle from 4 to 8 years. Implications of this intervention on precision and discriminating power are discussed. Also, in excluding vegetation borders in the reserve sample population (habitatmap) time lost in the field with visiting null-measurement reserve plots can be decreased significantly. In this way we limit the number of reserveplots needed in the monitoring scheme. Implications, resulting in a possible bias of the results, are discussed. Finally, we also recommend monitoring rare habitats limited in areal extent in the light of a site specific management perspective, rather than the more regional approach used in this monitoring scheme for local conservation status.

Inhoud

Dankwoord	4
Samenvatting	5
Résumé	8
Abstract	11
1 Inleiding	16
2 Vraagstelling	17
3 Steekproefontwerp	20
3.1 Vraagstelling	20
3.2 Steekproefkader	20
3.3 Steekproefdesign	20
3.4 Bemonsteringsmethodiek	20
4 Gegevensinzameling	21
4.1 Uitwerking van de bemonsteringsmethodiek	21
4.1.1 Proefvlakken versus habitatvlekken	21
4.1.2 Benodigde basisgegevens om LSVI indicatoren uit af te leiden	22
4.1.3 Layout van de proefvlakken	24
4.1.4 Layout proefvlak voor lineaire habitattypen	25
4.2 Richtperiodes planning veldwerk	26
4.3 Voorbeeld van veldfiches	26
4.4 Verantwoordelijke uitvoerders	28
4.5 Kwaliteitszorg	28
4.5.1 Veldprotocol navigatie naar proefvlak	29
4.5.2 Veldprotocol habitatcontrole	29
4.5.3 Veldprotocol selectie reserveproefvlakken	34
4.5.4 Veldprotocol permanent markeren van de proefvlakken	35
4.5.5 Veldprotocol proefvlakcirkel met straal 18 m	37
4.5.6 Veldprotocol vegetatieopname 16m x 16m	38
4.5.7 Aanpak 7220 – Kalktufbronnen	39
4.5.8 Veldprotocol tijdsregistratie	40
4.6 Synergie met de Bosinventarisatie van het Brussels Gewest	40
4.7 Veldwerk 2011	42
5 Gegevensopslag	44
5.1 Recorder en NBN databank model	44
5.2 Gegevensinvoer in Recorder	46
5.3 Export naar Access databank	48
5.4 Kwaliteitszorg	48
6 Gegevensverwerking	49
6.1 Berekening van de indicatoren (analysevariabelen)	49
6.2 Methoden	53
6.2.1 Verkennde analyses	53

6.2.2	Voorbeeldanalyse staat van instandhouding	54
6.2.2.1	One-out-all-out principe	54
6.2.2.2	Berekening van een biotische index	55
6.3	Samenvatting en discussie van de resultaten	56
6.3.1	Verkennde analyses	56
6.3.1.1	Verdeling van de indicatoren.....	56
6.3.1.2	Collineariteit	58
6.3.1.3	Percentage ongunstig	62
6.3.2	Voorbeeldanalyse staat van instandhouding.....	66
6.3.2.1	One-out-all-out principe	66
6.3.2.2	Biotische index.....	69
7	Audit van het meetnet en aanbevelingen	74
7.1	Evaluatie van het veldwerk.....	74
7.1.1	Haalbaarheid van het veldwerk	74
7.1.2	Mogelijke aanpassing veldprotocols	75
7.1.3	Schaduwmeetnet.....	76
7.2	Evaluatie gegevensinvoer en –opslag	76
7.3	Evaluatie gegevensverwerking	77
7.3.1	Naar een index voor biotische integriteit	77
7.3.2	Automatisering van gegevensverwerking.....	78
7.4	Evaluatie meetnetontwerp	78
7.4.1	Vierjarige cyclus naar achtjarige cyclus	78
7.4.2	Zeer zeldzame habitattypes opvolgen in beheercontext.....	79
7.4.3	Selectie van reservepunten.....	81
7.4.4	Synergie met bosinventaris	82
	Digitale bijlagen.....	83
	Referenties	84
	Lijst van figuren.....	86
	Lijst van tabellen	88

1 Inleiding

De Europese Habitatrichtlijn is gebaseerd op een gebiedsplan (het Europese Natura 2000 netwerk), ter bescherming van Europees belangrijke habitattypes en soorten die hiervan afhankelijk zijn, en een soortplan. Dit rapport kadert binnen de gebiedsplan, en specifiek de opvolging van habitat. De regionale Staat van Instandhouding (SVI) van Natura 2000 habitattypes is gebaseerd op de beoordeling van de criteria areaal, oppervlakte, habitatkwaliteit en toekomstperspectieven. Hierbij zijn het in hoofdzaak de criteria oppervlakte en habitatkwaliteit die bepalend zijn. Binnen het Brussels Hoofdstedelijk Gewest werd besloten om deze staat van instandhouding op te volgen op niveau van individuele Europese Habitattypes binnen elke speciale beschermingszone (SBZ) afzonderlijk.

In een voorafgaande studie (Van Calster en Bauwens 2010), werd een meetnet voorgesteld op basis van een 50 x 50m raster waaruit aselect een voldoende aantal steekproeflocaties werden gekozen om een statistische onderbouwde en voldoende precieze uitspraak te kunnen doen over de proportie aan steekproefpunten in ongunstige toestand. Het huidige bestek, waarin gegevensinzameling, -input, -controle en -verwerking wordt gevraagd, is gebaseerd op 1/4^{de} van de steekproefpunten van een volledige meetcyclus.

Op het biogeografisch schaalniveau, spreekt men van de SVI. Op SBZ niveau spreekt men van de beschermingsstatus. Het meetnet laat toe om het aspect "habitatkwaliteit" te beoordelen op beide niveaus en deze habitatkwaliteit is een onderdeel van de SVI en van de beschermingsstatus. De methode waarmee de habitatkwaliteit gemeten zal worden is aan de hand van beoordelingstabellen voor de zogenaamde lokale staat van instandhouding (LSVI) (T'Jollyn et al. 2009). Om deze LSVI te kunnen bepalen moeten op het terrein de onderliggende meetvariabelen opgemeten of ingeschat worden.

In hoofdstuk 2 bespreken we kort wat er verwacht wordt (vraagstelling). In hoofdstuk 3 worden aan de hand van Van Calster en Bauwens 2010 beknopt nog eens de belangrijkste kenmerken van het steekproefontwerp uit de doeken gedaan. Hoofdstukken 4, 5 en 6 zijn de belangrijkste delen van het rapport en hierin wordt respectievelijk de gegevensinzameling, gegevensopslag en gegevensverwerking besproken. Gezien deze opdracht de opstart van het meetnet betreft, eindigen we in hoofdstuk 7 met een evaluatie van het meetnet (audit van het meetnet) en geven we aanbevelingen.

2 Vraagstelling

De doelstelling van de opdracht, zoals vermeld in bestek ANWB/NAT2000/10/LSVI is tweërlei:

- Een terreincampagne waarbij de lokale staat van instandhouding wordt bepaald ter hoogte van 365 steekproefpunten verspreid over de Natura 2000 gebieden in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest
- De organisatie van de gegevensverwerking uitbouwen met aandacht voor de wijze van gegevensopslag, de gegevenscontrole en de gegevensanalyse

Uit de 365 proefvlakken vermeld in het bestek, werden (conform de randvoorwaarden vermeld in onze op 06/01/2011 goedgekeurde offerte) 238 (2/3^{de}) proefvlakken geselecteerd. Alle habitattypes die in de selectie van 365 proefvlakken zaten, zijn ook vertegenwoordigd in de subset van 238 proefvlakken.

De selectie gebeurde als volgt:

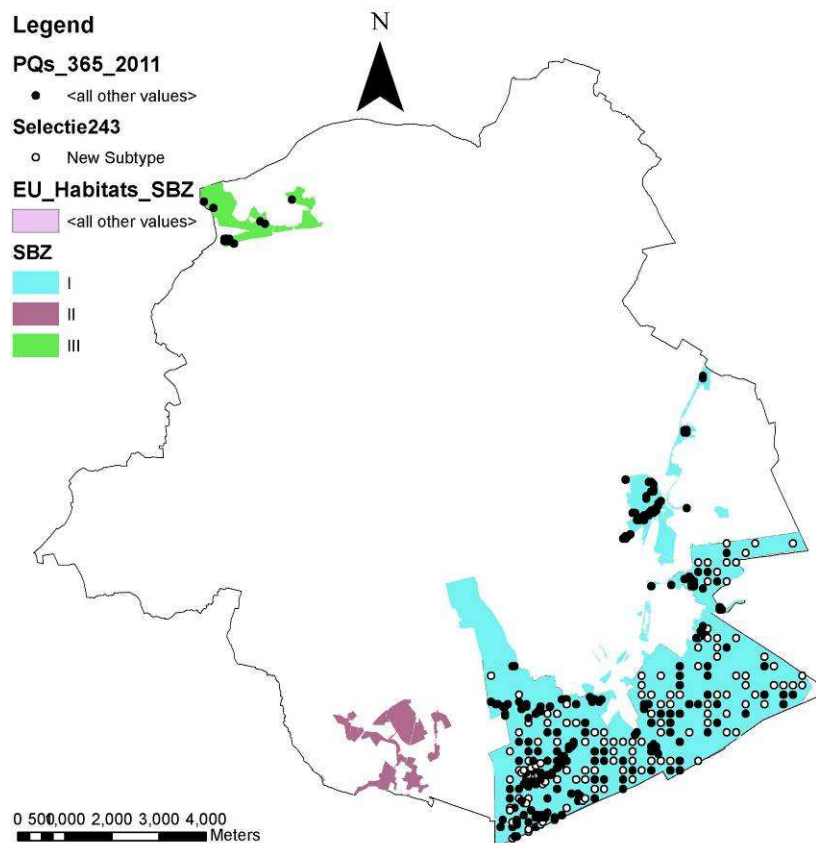
- Voor habitattypes met minder dan 30 proefvlakken in de oorspronkelijke set van 365 proefvlakken werden al deze proefvlakken weerhouden
- Voor de overige habitattypes (9120 en 9130) werd een random selectie (n = 101) gemaakt zodat het totaal aantal proefvlakken gelijk is aan 238

De selectie is weergegeven in figuur 1 en figuur 2. De aantallen proefvlakken per habitatype zijn weergegeven in Tabel 1.

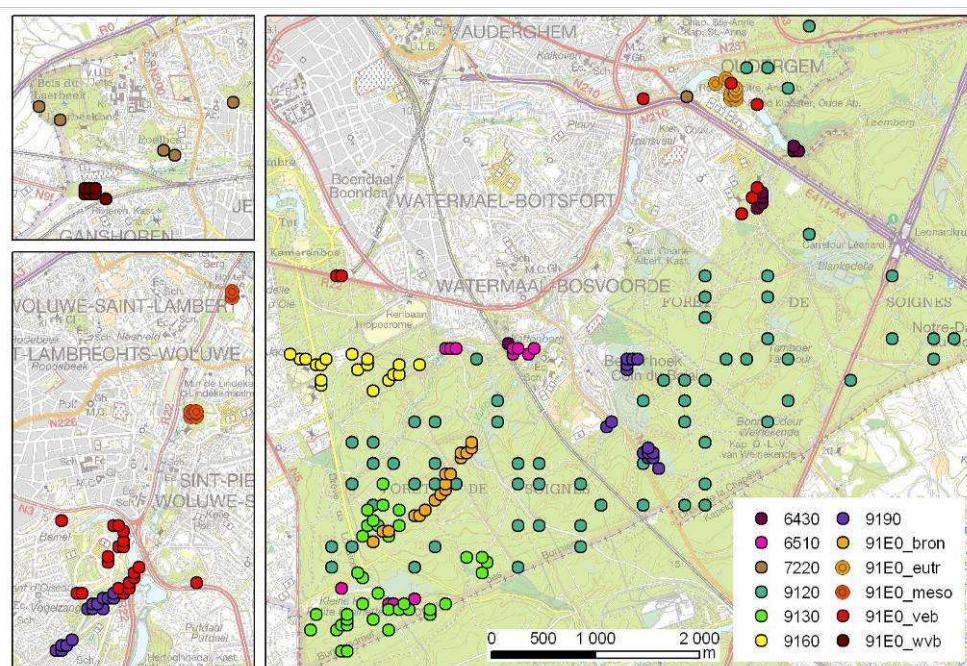
Habitatype	Niet geselecteerd (n = 122)	Geselecteerd (n = 238)
6430 subtype vochtige tot natte ruigten	0	9
6510 subtype matig droog - vochtig type	0	12
7220	0	6
9120	101	65
9130	21	36
9160	0	18
9190	0	28
91E0 subtype Essenbronbos	0	17
91E0 subtype Gewoon Elzenbroek	0	6
91E0 subtype Ruigt-Elzenbos	0	7
91E0 subtype Vogelkers-Essenbos	0	27
91E0 subtype Wilgen(vloed)bos	0	7

Tabel 1 Aantallen proefvlakken per habitatype. 6430 = Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones; 6510 = Laaggelegen schraal hooiland; 7220 = kalktufbronnen met tufsteenformatie; 9120 = Atlantische zuurminnende beukenbossen met ondergroei van *Ilex* en soms ook *Taxus*; 9130 = Beukenbossen van het type *Asperulo-Fagetum*; 9160 = Sub-atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eikenhaagbeukenbossen behorend tot het *Carpinion-Betuli*; 9190 = Oude

zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met *Quercus robur*; 91E0 = Bossen op alluviale grond met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*).



Figuur 1 Kaart met ligging van de 238 geselecteerde proefvlakken uit de oorspronkelijke set van 365 proefvlakken



Figuur 2 Habitattype voor de 238 geselecteerde proefvlakken

3 Steekproefontwerp

Hier wordt een zeer beknopte samenvatting gegeven van de belangrijkste kenmerken van het meetnet gebaseerd op het rapport van Van Calster en Bauwens (2010). Voor meer details verwijzen we dan ook naar die studie.

3.1 Vraagstelling

Wat is de staat van instandhouding (gunstig/ongunstig) per SBZ en per habitat(sub)type? Het onderscheid gunstig/ongunstig wordt gemaakt op basis van het percentage steekproeflokaties met een slechte lokale staat van instandhouding (LSVI). Significant meer dan 25% slechte LSVI betekent een globaal ongunstig SVI.

3.2 Steekproefkader

Het steekproefkader is de habitatkaart. Dit steekproefkader is geen perfecte weerspiegeling van de statistische populatie. Er zijn bijvoorbeeld problemen met ruime interpretatie van habitattypes, met overgangssituaties tussen habitattypes, met onnauwkeurige digitalisatie van de grenzen van habitattypes, etc.

3.3 Steekproefdesign

- Steekproefgroottes: gebaseerd op berekeningen om gunstige/ongunstige toestand te kunnen detecteren met 80% onderscheidend vermogen bij een 5% significantieniveau. Dit komt erop neer dat bij een geobserveerd percentage tussen 15% en 35% van de lokaties in slechte toestand, je niet kan besluiten dat het significant verschilt van 25%. Voor een oneindig grote populatie is de steekproefgrootte 170. Een correctie werd toegepast voor eindige populaties.
- systematisch grid van 50 m x 50 m gealligneerd met 200 m x 200 m grid van de bosinventarisatie
- "Populatiegrootte" wordt bepaald door aantal gridpunten die in het habitatype vallen, tenzij er meer polygonen van het habitatype zijn dan gridpunten, dan werd "populatiegrootte" beschouwd als aantal polygonen.
- Trekking van de steekproefpunten
 - Populatiegrootte bepaald obv grid
 - Indien punten van bosinventaris aanwezig eerst die selecteren
 - Overige punten aselekt getrokken uit overige gridpunten
 - Populatiegrootte bepaald obv aantal polygonen
 - Aselekte steekproef met kans evenredig aan oppervlakte polygoon

3.4 Bemonsteringsmethodiek

In het rapport van Van Calster en Bauwens (2010) werd nog geen concrete bemonsteringsmethodiek uitgewerkt. Deze werd dan ook uitgedacht en uitgetest in het kader van de huidige opdracht. Dit wordt besproken in sectie 4.1.

4 Gegevensinzameling

4.1 Uitwerking van de bemonsteringsmethodiek

4.1.1 Proefvlakken versus habitatvlekken

Tot voor deze opdracht bestond er geen methodiek om op terrein de informatie van de LSVI-tabellen (Lokale Staat Van Instandhouding) in te schatten op het niveau van gestandaardiseerde proefvlakken. De beoordelingstabellen (T'Jollyn et al. 2009) zijn namelijk in de eerste plaats opgesteld om de kwaliteit van een bepaalde habitatvlek te beoordelen. In het kader van een programmatorisch monitoringsmeetnet kiezen we echter resoluut om met gestandaardiseerde proefvlakken te werken. De belangrijkste doelstelling is dat we komen tot een **gestandaardiseerde bemonstering**. Dit omwille van de vergelijkbaarheid en de reproduceerbaarheid van de gegevens binnen één meetcyclus en tussen de volgende meetcycli.

Bovendien mag het opzet niet zijn dat we de indicatoren in het veld in twee of drie klassen gaan inschatten (goede staat, voldoende staat, gedegradeerde staat). Wel moeten we de onderliggende gegevens meten/schatten, waaruit dan achteraf de inschatting in klassen kan gebeuren. De informatiewaarde van de onderliggende gegevens is veel hoger dan louter inschatting in klassen. Analyse van tijdsreeksen van de onderliggende gegevens zal veel sneller een signaal geven over eventuele wijzigingen in de kwaliteit van de habitats: een habitattype kan bijvoorbeeld een aantal keer op rij als gedegradéerd geklasseerd worden terwijl de onderliggende gegevens toch al kunnen aangeven of er een evolutie in de goede richting is. Bovendien valt te verwachten dat door bijkomend onderzoek, ondermeer via dit meetnet, de in de LSVI-gehanteerde thresholds in de toekomst nog zullen bijgesteld worden.

De verschillende habitattypes met hun verschillende kwaliteitsindicatoren vereisen dat een beoordeling wordt gedaan over een bepaalde schaal die ecologisch relevant is voor het inschatten van de indicator. Deze schaal kan verschillen naargelang het criterium of de indicator. Die schaalbepaling is een pragmatische keuze gebaseerd op ecologische voorkennis en beste praktijken. Zo is geweten dat de fout op schattingen van bedekkingen van plantensoorten toeneemt met een toenemende proefvlakgrootte. Anderzijds mag de steekproefoppervlakte weer niet te klein worden om indicatoren voor structuur en functie van het habitattype representatief te houden. Dit spanningsveld rechtvaardigt de keuze om op één steekproefpunt met twee proefvlakgroottes te werken.

De lay-out van deze proefvlakken is er hoofdzakelijk één van praktische overwegingen naar de meest efficiënte opstelling toe. Daarnaast is rekening gehouden met een verwachte synergie met de Brusselse bosinventaris en is zo veel mogelijk getracht om beide datasets compatibel te houden (zie alinea 4.6)

Een **belangrijk gevolg van deze keuze** is dat de beoordelingen van de criteria/indicatoren van de LSVI beoordelingstabellen gebaseerd gaan zijn op informatie afkomstig van proefvlakken die deel uitmaken van een steekproef; de LSVI-indicatoren en grenswaarden zijn echter geconcepieerd voor beoordeling van een habitatvlek. Daarom dienen we met volgende aspecten rekening te houden:

- De definitie van de indicator is mogelijk enkel relevant op habitatvlekniveau en mogelijk niet op proefvlakniveau (vb minimum structuurareaal)

- De relevantie van de grenswaarden (waarvan de beoordelingen goede, voldoende of gedegradeerde toestand afhangen) gelden voor een habitatvlek maar mogelijk niet meer voor een proefvlak (vb aandeel dik dood hout per ha).

4.1.2 Benodigde basisgegevens om LSVI indicatoren uit af te leiden

Tijdens de startvergadering is beslist om te werken met de laatste beschikbare versie van de beoordelingstabellen (T'Jollyn et al, in prep). Hoewel nog niet gepubliceerd zitten hierin op aangegeven van een wetenschappelijke toetsingscommissie grondige wijzigingen voornamelijk op het niveau van de gehanteerde grenswaarden. Een cruciaal verschil is dat in de nieuwste versie het onderscheid tussen goede en voldoende staat zal wegvallen, omdat dit niet expliciet gevraagd wordt door Europa. Verder zijn er ook nog wat wijzigingen aan de indicatoren zelf doorgevoerd.

Om een eerste inschatting te maken van relevante, gestandaardiseerde proefvlakken is een analyse van de verschillende meetvariabelen voor de 9 habitattypes in BHG gemaakt. De variabelen worden in vier categorieën onderverdeeld op basis van de wijze waarop ze ingezameld worden (zie tabel 2):

1. afleidbaar uit een vegetatieopname: voor die variabelen waar gewerkt wordt met indicatorsoorten en hun eventuele bedekkingen (vergrassing, typische soorten, invasieve exoten, ea.)
2. afleidbaar uit een structuuroopname (verbossing, vegetatielagen, ea.)
3. niet of moeilijk afleidbaar uit voorgaande twee opnames (dood hout, bestandsmengvorm, structuurschade, e.a.)
4. afleidbaar uit GIS-analyse

Habitattype	9120	9130	9160	9190	91E0					6430	6510	7220
subtype					bron	ruigt	meso	veb	wvb	ruig		
Criterium												
Structuur												
verticale struct	2	2	2	2	2	2	2	2				
bestandsopbouw	3	3	3	3	3	3	3	3				
groeiklassen	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
% dood hout	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
dik dood hout	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
bosconstantie	4	4	4	4	4	4	4	4	4			
MSA	4	4	4	4	4	4	4	4	4			
overstroming									4			
breedte mantel-zoom												
aard mantel-zoom												
grassen										1		
hoge-middel-lage gras											1	
dominantie één soort											1	
type kalkafzetting												3
kalkafzetting												2
moslaag												2
opp vlek												3
opp gebied												3.4
dwergstruiken												
ouderdomstructuur												
Verstoring												
invasieve ex	1	1	1	1	1	1	1	1		1		
verruiging	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	
ruderalisering	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
vergrassing	1			1								
verbossing											2	
strooisel											2	
eutroficatie												2
structuurschade												3
dynamiek												3
Vegetatie												
sleutelsrtn boom	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3			
sleutelsrtn kruid	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
aantal sleutelsrtn										1	1	1
bedekking sleutelsrtn										1	1	1

Tabel 2 Overzicht van de indicatoren van de negen habitattypes en in functie van vier categorieën op basis van de wijze van gegevensinzameling die nodig is. 1= vegetatieopname, 2= structuuropname, 3=bijkomende meting en 4=GIS

4.1.3 Layout van de proefvlakken

Wat betreft de bemonsteringsmethodiek inspireren we ons op het systeem van concentrische (cirkelvormige) proefvlakken met variabele diameter, zoals dat courant wordt toegepast in nationale bosinventarissen.

Voor de vegetatieopname wordt geopteerd om een vierkant opnamevlak van 16 m op 16 m te gebruiken. Dit opnamevlak is eenvoudig af te bakenen en wordt eveneens gebruikt in de Vlaamse Bosinventarisatie. Voor de structuuropname en de variabelen uit categorie 3 schuiven we standaard een cirkel met straal 18 m (1018m^2) naar voor.

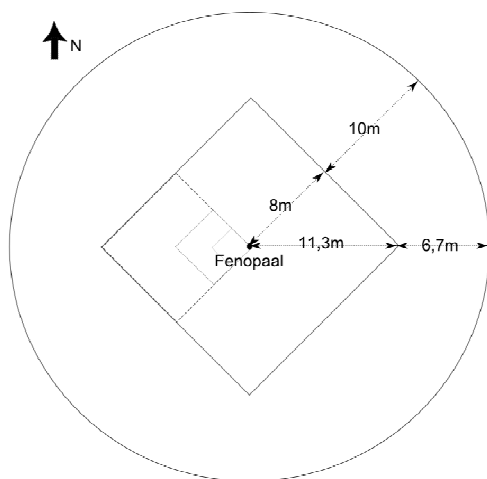
Voor de bosinventarisatie in Brussel wordt de vegetatieopname gemaakt in een cirkel met straal 12 m en oppervlakte van 450 m^2 . Het nadeel van deze manier van werken is echter dat bedekkingen moeilijker in te schatten zijn in een cirkel, enerzijds omdat een vierkant veel gemakkelijker onder te verdelen is in $1/2$, $1/4$, $1/8^{\text{ste}}$, ... delen, anderzijds omdat een cirkel niet gemakkelijk op terrein te visualiseren is (d.m.v. tijdelijke afbakeningen). Een cirkelvormige plot wordt in de bosbouw meestal gebruikt omdat de individuele bomen duidelijk herkenbaar zijn en dus door middel van bijvoorbeeld een ultrasone of laser afstandsmeter gemakkelijk kan bepaald worden of een boom zich binnen dan wel buiten de cirkel bevindt. Voor de kruidlaag is dit uiteraard veel omslachtiger, zeker in soortenrijke situaties en bij hoge bedekkingen.

We verkiezen daarom om de aanpak van de Vlaamse bosinventaris te volgen, ten nadele van een betere synergie met de bosinventarisatie in Brussel. Eventueel kan overwogen worden dat toekomstige vegetatieopnamen in kader van de bosinventarisatie in Brussel ook in een $16\text{m} \times 16\text{m}$ proefvlak gebeuren.

Het 16m op 16m proefvlak, waarbinnen vegetatieopname wordt gemaakt, ligt gecentreerd in een qua oppervlakte 4 keer grotere cirkel met straal 18m .

Voor vegetatieopnamen in bos wordt doorgaans een oppervlakte tussen 100m^2 en 400m^2 geadviseerd. Een $16\text{m} \times 16\text{m}$ proefvlak ligt mooi in het midden van deze range. Voor niet-bos habitattypes is er meer discussie wat een optimale proefvlakgrootte is. We zien het als een mogelijkheid om de PQs voor graslanden opnames te doen in 4m^2 , 16m^2 en 64m^2 . De kleinere plots zijn genest in de $16\text{m} \times 16\text{m}$ plot. Van dit systeem zijn we echter na een korte test afgestapt omdat de meerwaarde ervan klein was. Ook in niet-bos habitat werden de opnames standaard in een $16\text{m} \times 16\text{m}$ proefvlak uitgevoerd.

Zie figuur 3 voor een grafische voorstelling van het proefvlakdesign.



Figuur 3 Plan van het proefvlakdesign

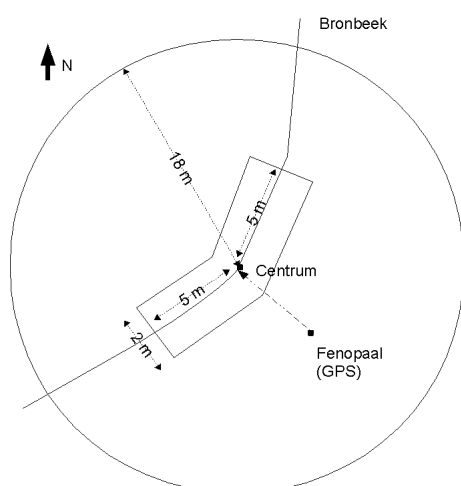
4.1.4 Layout proefvlak voor lineaire habitattypen

Voor de bronbossen (91E0_bron) bleek de in de startnota vooropgestelde methode minder geschikt. Het blijkt te gaan over zeer smalle stroken bos langsheen een bronbeek (Vuilbeek, Karregatbeek, Roodkloosterbeek, beekjes in het Laarbeekbos), omgeven door een matrix van andere bostypes. Het 16 m x 16 m proefvlak omvat dus een mix van deze bostypes en het aandeel bronbos hierin is klein. Hierdoor is de vegetatieopname te heterogeen om tot een zinvolle interpretatie op basis van de beoordelingstabellen te komen.

Een andere werkwijze werd daarom uitgewerkt. Het 16 m x 16 m proefvlak wordt vervangen door een 2 m x 10 m proefvlak. Hiertoe wordt een sectie van 10 m langsheen de lengteas van de bronbeek genomen. Het proefvlak hoeft dus niet rechthoekig te zijn. De vegetatie wordt opgenomen 1 m links en rechts van de centrale as van de beekloop over een lengte van 10m. De GPS locatie bepaalt het centrum van het proefvlak. Indien de GPS locatie niet samenvalt met een punt in of vlak naast de bronbeek, maar op enkele meters daarvan, wordt het centrum bepaald als het snijpunt van de loodlijn vanuit de GPS locatie op de lengteas van de bronbeek. Vanaf die positie wordt de vegetatie dus 5 m stroomopwaarts en 5 m stroomafwaarts opgenomen. De fenopaal wordt zowieso op enkele meters van de bronbeek vandaan in de bodem verankerd en dit wordt gedocumenteerd.

De opname gebeurt dus in een op de beek gecentreerde zone van 2m breedte en 10 m lengte (zie figuur 4).

De gegevens i.v.m. structuurkenmerken worden ongewijzigd t.o.v. het originele protocol in de proefvlakcirkel met straal 18 m opgenomen. Het centrum van het cirkelvormige proefvlak valt echter niet samen met de fenopaal, maar wel met het centrum van het vierkante vlak (snijpunt van een loodlijn vanuit de GPS locatie op de lengteas van de bronbeek)



Figuur 4 Plan van het proefvlakdesign voor lijnvormige habitattypes

4.2 Richtperiodes planning veldwerk

Bij de planning van het veldwerk dient rekening gehouden te worden met de optimale periode voor observatie van de vegetatie (Tabel 3). Deze periodes zijn indicatief en zijn voor een deel afhankelijk van het weer in het voorjaar. Voor de meeste habitattypes is er een overlap van drie maanden (mei – juli). Enkel de zuurdere, arme bostypes (9120, 9190) kan het veldwerk later in het seizoen ook nog optimaal uitgevoerd worden. Voor de kalktufbronnen (7220) is maart en april, dus vroeger op het seizoen, te verkiezen.

Periode	jan	feb	maart	april	mei	juni	juli	aug	sep	okt	nov	dec
Habtype												
6430												
6510												
7220												
9120												
9130												
9160												
9190												
91E0_bron												
91E0_meso												
91E0_ruigt												
91E0_veb												
91E0_wvb												

Tabel 3 Richtperiodes waarmee rekening moet gehouden worden bij de planning van het veldwerk. Donkergroen: optimale periode; lichtgroen: suboptimaal.; wit: te vermijden.

4.3 Voorbeeld van veldfiches

Recorder

De veldcomputer blijkt een vertragende factor indien het veldwerk alleen wordt uitgevoerd. Er is besloten om op terrein te werken met invulformulieren en de gegevens over te brengen op een gewone computer in dezelfde Recorder databank.

Vermits dit de eerste keer is dat met Recorder op terrein zal gegaan worden, en omdat hardware ook kan falen, was er reeds voorzien in veldformulieren als backup. Deze formulieren zien er als volgt uit (figuur 5):

- Voorkant: vegetatieopname + kopgegevens
- Op helft achterkant schema van plot-layout
- Ander helft achterkant: ruimte voor gegevens 18 m plot
- Vak voorzien voor tijdsregistratie

De blanco formulieren worden toegevoegd als digitale bijlage bij dit rapport.

PQ ID		Datum	
Habitatype		9160 Waarnemers	
Bosinventaris		J - N	
Lokalisatiegegevens		BI Ref.	
Fenopaal Kleur	Lok. Startuur	Foto N	N
Nr Waarp oint	Lok. Eindeur	Foto O	
X WGS84		Foto Z	
Y WGS84		Foto W	
Object1	Afstand (m)	Asimuth (°)	Type
Object2			
Object3			
Object4			
Opmerkingen (Seizoen, beheer, watertafel, verstoring, problemen,...)			

Markeren

Mark. startuur

Mark. eindeur

Controle habitatype 18m cirkel		Aandeel
Habitatkaart		%
NewHab1		%
NewHab2		%
NewHab3		%

Indicatoren	Startuur	
	Eindeur	

Indicatoren 18m cirkel		
Mozaiekstructuur	Plenter	Femel
	Homogeen	
Plenterlag: ongelijkmatig en gemengd, ingrepen op kleine schaal tot max 0,3 ha		
Femelslag: mozaiekstructuur tot op 0,3 à 1 ha		
Homogeen: in vlekken van 1 ha of groter		
Groei klassen	Levend hout	Dood hout
		diam min 7cm
	Open plek (tijdelijk boomvrij)	
	Vroege stadia (gem hgte < 2m)	
	Jonge boomjes (gem hgte = 2m)	
	Jong hout (h > 2m; diam <= 13cm; omtrek <= 44cm)	
	Hout (diam 14-49cm, omtrek 44-157cm)	
	Dik hout (diam 50-79cm, omtrek 157-251cm)	
	Zeet dik hout (diam >= 80cm, omtrek >= 251cm)	
Aandeel dood hout		%
Dik dood hout (> 40cm diam.)		aantal

Indicatoren Plotless sampling	
Grondvlak sleutelsoorten	m2
Sleutelsoorten > 10% grondvlak	aantal
Grondvlak niet-sleutelsoorten	m2

Sleutelsoorten boomlaag:

beuk, haagbeuk, ruwe berk, wilde lijsterbes, hazelaar
 Quercus x rosacea, winterreik, zomereik,
 es, zoete kers, gewone esdoorn, grauwe abeel, spaanse aak
 winterlinde, albes, wilde kard. Muts, gewone vlier, boswilg

Totale bedekkingen					
	vierkant		cirkel		
Startuur			Boomlaag (B)	%	%
Enduur			Struiklaag (S)	%	%
Moslaag (M)	%	%	Boom + Struiklaag (B)	%	%
Kruidlaag (K)	%	%	Strooisellaag	%	%
			Open bodem	%	%

Vegetatieopname (vierkant)		
Soort	Laag	Bedekking
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		
11		
12		
13		
14		
15		
16		
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		
24		
25		

27		
28		
29		
30		
31		
32		
33		
34		
35		
36		
37		
38		
39		
40		
41		
42		
43		
44		
45		
46		
47		
48		
49		
50		

van Der Maarel	Abundantie	Bedekking
r	1 - 2 individuen	<5 %
+	3 - 20 individuen	<5 %
1	20 - 100 individuen	<5 %
2m	> 100 individuen	<5 %
2a	willekeurig	5 - 12 %
2b	willekeurig	12 - 25 %
3	willekeurig	25 - 50 %
4	willekeurig	50 - 75 %
5	willekeurig	75 - 100 %

Veg. Opname	
Startuur	
Enduur	

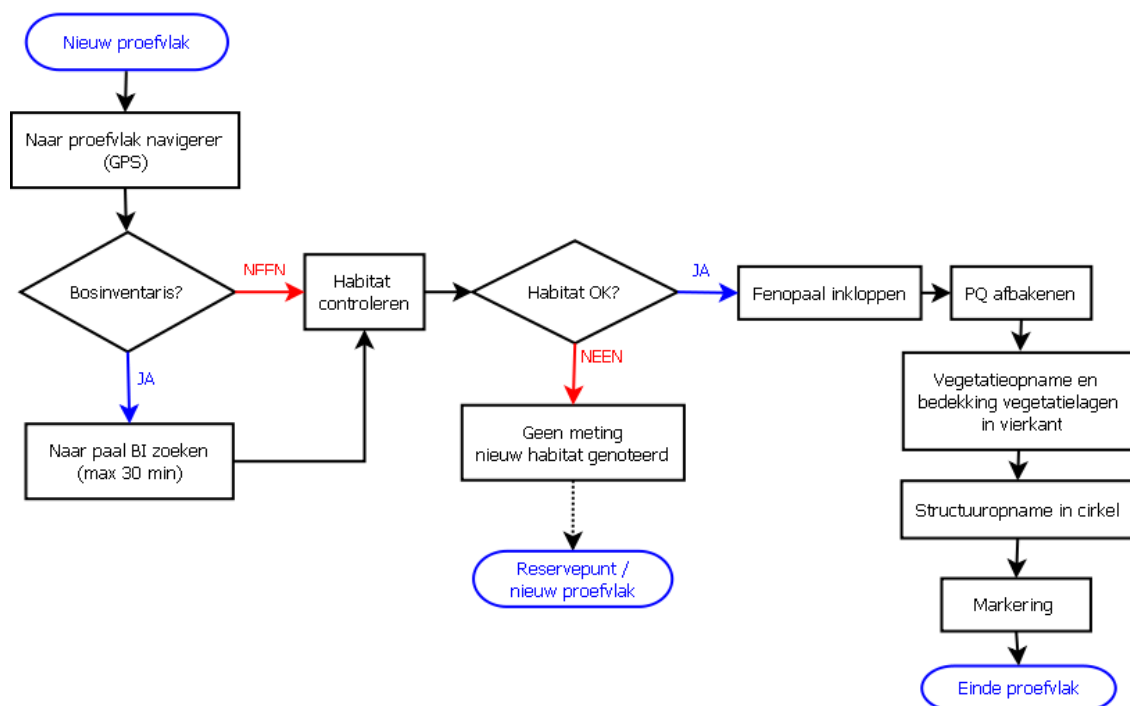
Figuur 5 Voorbeeld van een invulformulier voor 9120

4.4 Verantwoordelijke uitvoerders

Gezamenlijke terreinwerkdagen om methodologische aspecten te testen en te bediscussiëren werden georganiseerd op 29 maart 2011, 6 april 2011, 9 april 2011 en 9 juni 2011 in aanwezigheid van Cécile Herr (INBO), Hans Van Calster (INBO), Patrik Oosterlynck (INBO), Steven De Saeger (INBO), Toon Westra (INBO), Gerald Louette (INBO), Mathias Engelbeen (BIM), Ben Van der Wijden (BIM), Olivier Schoonbroodt (BIM), Bram Aertsen en Gregory Reinbold (BIM). De opnames werden door Cécile Herr (INBO) uitgevoerd. De tegengekomen methodologische issues werden regelmatig binnen het team 'Monitoring biodiversiteitsbeleid' besproken.

4.5 Kwaliteitszorg

In het kader van kwaliteitszorg werden veldprotocols opgesteld omdat dit een eerste voorwaarde is opdat gegevens herhaalbaar en reproduceerbaar worden ingezameld. Veldprotocols leggen de regels vast hoe het veldwerk moet uitgevoerd worden. Naast de veldprotocols werd voorzien in een grondige training van de veldwerkster via begeleidingstijd van een vaste medewerker uit het team 'Monitoring biodiversiteitsbeleid'. Ook het besteden van voldoende tijd per opname was een absolute voorwaarde (cf protocol vegetatieopname) om kwaliteitsvolle gegevens te verzamelen. In wat volgt zijn de veldprotocols opgesomd volgens de chronologie waarmee ze tijdens een terreinbezoek van toepassing zijn.



Figuur 6 Stappen per proefvlak (zie detail in tekst)

4.5.1 Veldprotocol navigatie naar proefvlak

De navigatie naar de steekproefpunten gebeurde met behulp van een GPS (Garmin GPS62st) waarin de X en Y coördinaten van de proefvlakken ingelezen zijn. Voor de steekproefpunten die overlappen met de bosinventaris gebeurt dit aan de hand van de lokalisatiefiches van de bosinventaris in combinatie met GPS. Bij het gebruik van de GPS valt het aan te bevelen om gebruik te maken van de paden om zo dicht mogelijk tot het proefvlak te navigeren. Vanaf dat punt de resterende afstand aflezen en in zo recht mogelijke lijn naar het proefvlak navigeren. Van zodra de GPS aangeeft dat het punt zich op 10m – 20m bevindt, steeds in dezelfde richting blijven wandelen tot het toestel 'aankomst' bevestigt. Op dat moment nemen we aan dat het punt bereikt is (methode conform bosinventarisatie Brussel). Punt wordt voorlopig gemarkeerd met bamboe.

4.5.2 Veldprotocol habitatcontrole

De habitatkaart werd gebruikt als steekproefkader om de proefvlakken te selecteren per habitattypen. Eerste stap is het controleren of het habitattypen te velde overeenkomt met het habitattypen op habitatkaart. Daarbij wordt de beschrijving van de habitattypen in Decler et al (2007) en de habitatsleutel (De Saeger et al., 2009) als referentie gebruikt. De definities van sommige habitattypen, zoals gebruikt door het BIM, wijken echter in sommige gevallen af van de in Vlaanderen gehanteerde definities:

- 91E0 subtype wilgenvloedbos in Brussels Hoofdstedelijk Gewest = rbb-sf in Vlaanderen.

- Onderscheid 9130 en 9160 gebeurde in Vlaanderen grotendeels op biogeografische basis door naar het areaal van boshyacint te kijken (m.a.w. is eiken-haagbeukenbos ten westen van Brussel 9130, ten oosten van Brussel 9160). Voor het Zoniënwood hanteren we de aan- of afwezigheid van de kensoort boshyacint als doorslaggevend voor de toekenning van het boshabitatype.

Daarnaast is de habitatkaart ook niet foutloos. Mogelijke fouten van de habitatkaart kunnen zijn: (i) verkeerd of te sterk gedegradieerd habitatype, (ii) onnauwkeurige polygoongrenzen. Zo zijn wegen niet apart gedigitaliseerd, kunnen er interpretatiefouten gemaakt zijn, kunnen de polygoongrenzen onnauwkeurig afgebakend zijn (want meestal op basis van orthofoto-interpretatie), ... Hierdoor kan het gebeuren dat bij aankomst op een locatie, het punt bijvoorbeeld buiten het doelhabitat valt. In dat geval wordt het punt niet gemarkeerd, maar wordt wel genoteerd welk habitatype het wel is en worden er foto's genomen ter argumentatie van de beslissing.

Naast voorgaande situaties, is er een fout op de navigatie met behulp van GPS in het terrein zelf. Indien de GPS een fout veroorzaakt bij het toekennen van het centrum van een proefvlak, kan dit ook aanleiding geven tot het niet vinden van het overeenkomstige habitatype op de habitatkaart. Bij het aankomen en vastleggen van het steekproefpunt is echter steevast de indicatie van de GPS gevolgd ook al was er binnen een beperkte afstand 'duidelijker' doelhabitat aanwezig.

Daarnaast doen zich nog overgangssituaties voor die de nodige aandacht verdienen. Ten eerste zijn er in vele gevallen geen scherpe grenzen tussen habitatypes. Polygoongrenzen op de habitatkaart zijn in realiteit zelden harde vegetatiegrenzen maar eerder overgangszones van enkele tot tientallen meters breed. Indien zich zulk een overgangssituatie voordoet, wordt het proefvlak meegeteld in de analyse voor het doelhabitat waarvoor het punt geselecteerd werd. Vanuit statistisch en ecologisch standpunt is het juist essentieel om dergelijke situaties mee te bemonsteren om een goede beeld van de natuurlijke variatie te vatten. Een andere vaak voorkomende gradiënt is deze tussen een gedegradieerde toestand van een habitatype en de situatie waarin iets geen doelhabitat meer is. Hiervoor werd de habitatdefinitie zo ruim mogelijk geïnterpreteerd en werden in een aantal specifieke gevallen bijkomende beslissingsregels gehanteerd.

Een specifiek probleem stelt zich bv. in het **Woluwepark** voor habitatype 91F0_veb. Naast zeer veel betreding zijn er vaak anthropogene parkelementen (verhardingen, gazons, ...). De vraag stelt zich of het hier zinvol en haalbaar is om vervangingspunten te zoeken.

Daarom is er nood aan meer duidelijkheid over wanneer iets geen habitat is, dan wel gedegradieerd habitat. Hiervoor werden volgende beslissingsregels opgesteld:

- Indien meer dan 50% van vierkant proefvlak bestaat uit paden, gazon, tuinplanten en andere duidelijk niet-habitat anthropogene elementen, dan wordt de proefvlaklocatie niet geïnventariseerd=nulmeting (**deze regel is overal van toepassing**)
- Indien dit niet zo is, wordt habitatype gecontroleerd. Het habitat wordt beschouwd als habitatwaardig vanaf er minstens één sleutelsoort in de kruidlaag aanwezig is en minstens één kenmerkende boomsoort in de boomlaag. Merk op dat dit dus een sterk gedegradieerde toestand kan zijn. (**enkel van toepassing in parksituaties, niet in bossituaties**)
- In de **bossfeer** treffen we vaak **overgangssituaties** aan tussen twee boshabitatypes. In zulke situaties de bovenstaande regel (één sleutelsoort in kruidlaag en één

kenmerkende boomsoort in boomlaag) zou tot misleidende conclusies kunnen leiden. Daarom is het beter dat we in deze twijfelgevallen zowieso de opname maken en als opmerking noteren wat de terreininterpretatie van de habitattypes is. Aan de hand van de ingezamelde basisgegevens kunnen we dan achteraf toewijzing doen aan één of meerdere habitattypes (eventueel een weging toekennen).

- Indien het habitatype klopt worden de gegevens ingezameld. Indien in het volledige proefvlak het doelhabitattype niet of niet voldoende aanwezig is, dan geldt dit als nulmeting. Het punt wordt gefotografeerd ter documentatie van de beslissing en verder niet gemarkeerd noch betrokken in de analyse. Het andere habitatype wordt bepaald ter verbetering van het steekproefkader (habitatkaart). Er wordt eventueel een reservesteekproefpunt geselecteerd volgens protocol 4.4.3
- Indien het habitatype niet het volledige proefvlak bedekt, worden de grenzen op kaart aangeduid binnen de proefvlakcirkel met straal 18m (kartering van het steekproefvlak) zodat achteraf een weging van de variabelen op basis van hun aandeel in het steekproefvlak kan gebeuren. In de praktijk werd een duidelijke grens tussen doelhabitat en geen habitat/andere habitattypes enkel in een paar gevallen aangetroffen: bij aanwezigheid van infrastructuurelementen, bij contact tussen alluviale bos en hoger gelegen bostypes of bij contact tussen bosvegetatie en open vegetatie. Om te heterogene vegetatieopnames te vermijden (die de zinvolle interpretatie van de beoordelingstabellen kunnen verhinderen), worden de opnames bij zulke omstandigheden over het deel van het proefvlak uitgevoerd waarin het doelhabitat werkelijk voorkomt. De data worden enkel gebruikt in de analyse voor het habitatype waarvoor het steekproefpunt bedoeld was en voor statistische testen wordt dit gewogen op basis van het oppervlaktaandeel in het proefvlak.

Controle habitatype: meest voorkomende gevallen:

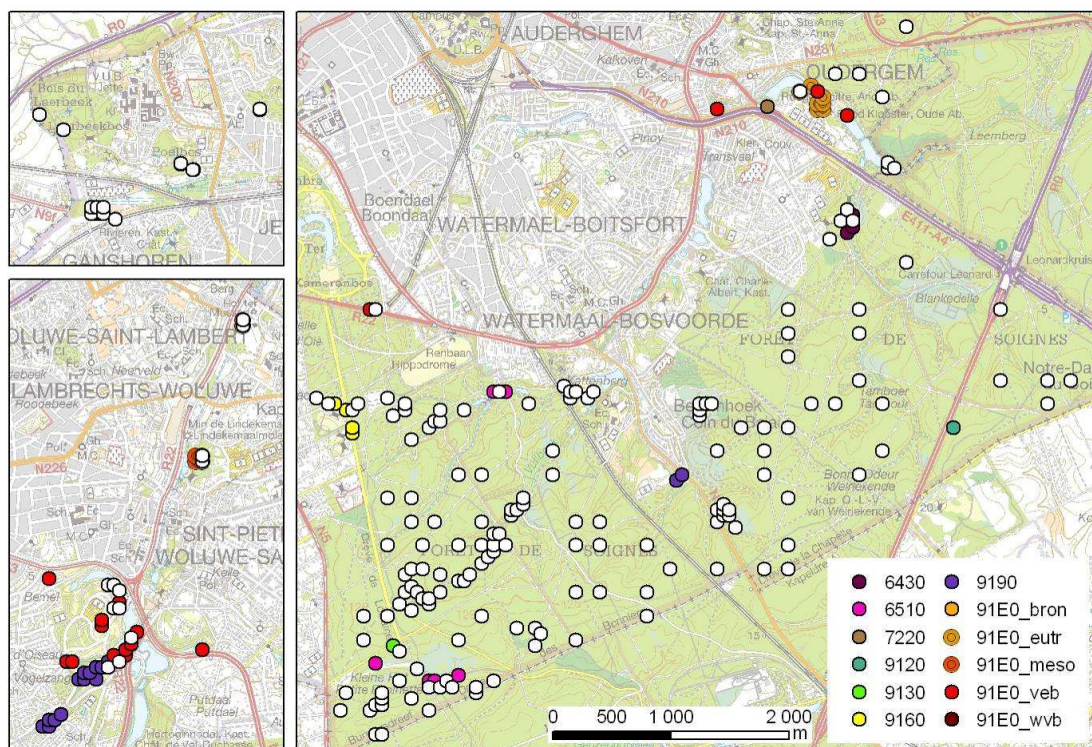
Sleutelsoorten doelhabitat ...	Sleutelsoorten ander habitatype ...	Doelhabitat/ overgang/ ander habitat	Meting/geen meting
Aanwezig in proefvlak, met hoge bedekking	Geen of lage bedekking	Doelhabitat	Opname uitgevoerd voor doelhabitat
	Significante bedekking	Overgang tussen twee habitatypen	Opname uitgevoerd voor doelhabitat, aanwezigheid ander habitatype genoteerd
Aanwezig in proefvlak, met lage bedekking	Geen of lage bedekking	Gedegradeerde toestand, eventueel overgang tussen twee gedegradeerde habitatypen?	In bossituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat In parksituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat als min. 1 sleutelsoort in de boomlaag en 1 sleutelsoort in de kruidlaag
	Significante bedekking	Gedegradeerd doelhabitat, of ander habitatype?	In bossituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat, aanwezigheid ander habitattype genoteerd In parksituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat als min. 1 sleutelsoort in de boomlaag en 1 sleutelsoort in de kruidlaag, aanwezigheid ander habitatype genoteerd
Afwezig in proefvlak	Geen	Geen habitat of zeer gedegradeerde toestand?	In bossituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat als proefvlak in bosbestand met sleutelsoorten In parksituaties: opname niet uitgevoerd
	Aanwezig	Ander habitatype?	In bossituaties: opname uitgevoerd voor doelhabitat als proefvlak in bosbestand met sleutelsoorten In parksituaties: opname niet uitgevoerd

Tabel 4 Controle habitatype: meest voorkomende gevallen

Op basis van die beslisregels werden 52 proefvlakken ongeschikt verklaard (ongeveer 22% van de steekproefpunten voor 2011). Daarnaast werden 4 andere proefvlakken niet opgenomen wegens (al dan niet tijdelijke) toegankelijkheidsproblemen. Tabel 5 geeft het aantal betrokken proefvlakken per habitattype. De ligging van die probleemgevallen wordt in figuur 7 weergegeven.

Habitat	Steekproef 2011	Ongeschikt			Ontoegankelijk			Totaal
		> 50% anthropogene elementen	Verkeerd habitattype	Verkeerd habitattype (wegens onnauwkeurigheid habitatkaart)	Permanent	Tijdelijk	Toegang onzeker	
6430	9			4				4
6510	12			4				4
7220	6							0
9120	65					1		1
9130	36	1		1				2
9160	18	4						4
9190	28	1	14				1	16
Alle 91E0	64	16	7		1	1		25
91E0_bron	17							0
91E0_meso	6	1			1			2
91E0_ruigt	7	2	4					6
91E0_veb	27	13	3					16
91E0_wvb	7					1		1
Totaal	238	22	21	9	1	2	1	56

Tabel 5 Ongeschikte punten per habitattype



Figuur 7 Kaart met ligging van de probleemgevallen. Witte punten werden als geschikt beschouwd, gekleurde punten werden ongeschikt verklaard.

Bij de digitale bijlagen zit een bestand waarin de probleemgevallen per proefvlak gedetailleerd worden.

4.5.3 Veldprotocol selectie reserveproefvlakken

We beschrijven eerst de manier waarop reserveproefvlakken geselecteerd werden. Eerst werd de volledige lijst van mogelijke lokaties (snijpunten van het 50 m x 50 m grid) opgevraagd. Vervolgens werden hieruit de reeds geselecteerde proefvlakken verwijderd. Het vooropgestelde aantal reservepunten definieerden we als 10% extra punten (dit is dus afhankelijk van de steekproefgrootte voor het habitat(sub)type). Voor de eigenlijke selectie, selecteerden we eerst aselekt uit de set van lokaties die overeenkwamen met lokaties van de bosinventarisatie. Indien deze er niet waren, of een onvoldoende aantal, werden de overige reservepunten aselekt geselecteerd uit de resterende lokaties. Voor deze procedure maakten we gebruik van het volledige meetnet over de drie speciale beschermingszones. De nummering van de reserveproefvlakken begint vanaf 2000, om duidelijk het onderscheid te maken met de proefvlakken die in de oorspronkelijke selectie zaten.

Gezien in bepaalde parken of voor bepaalde habitattypes meer dan 50% van de steekproefpunten ongeschikt zijn, zou het te veel werk vragen om aselekt gekozen steekproefpunten uit een reservelijst te blijven zoeken totdat al deze ongeschikte lokaties vervangen zijn. Er werd besloten om dit in het geval van het Woluwepark dan ook niet te doen. We merken bovendien op dat voor de rapportage dit niet veel zal uitmaken, aangezien de rapportage op niveau van 91E0 is en niet op niveau van het subtype. Vermits de

steekproeven getrokken zijn op niveau van subtype is er de facto een overbemonstering van hoofdtype 91E0 (nl: gesommeerd aantal van de subtypes is 131, terwijl er maar 90 nodig zijn voor 91E0 in SBZ I).

Ook tijdelijk ontoegankelijke proefvlakken werden niet vervangen: die punten zullen later wel geïnventariseerd kunnen worden.

Reservepunten 2011	Totaal	SBZ I		SBZ III
		Zoniënwoud	Woluwe (stroomafwaarts Bergoje)	Jette
6430	3	1	0	2
6510	5	5	0	0
7220	0	0	0	0
9120	17	17	0	0
9130	16	15	1	0
9160	26	15	1	10
9190	5	4	1	0
Alle 91E0	21	11	3	7
91E0_bron	6	4	0	2
91E0_meso	1	0	1	0
91E0_ruigt	2	1	1	0
91E0_veb	9	6	1	2
91E0_wvb	3	0	0	3
Totaal	93	68	6	19

Tabel 6 Aantal beschikbare reservepunten per habitattypen voor SBZ I en III

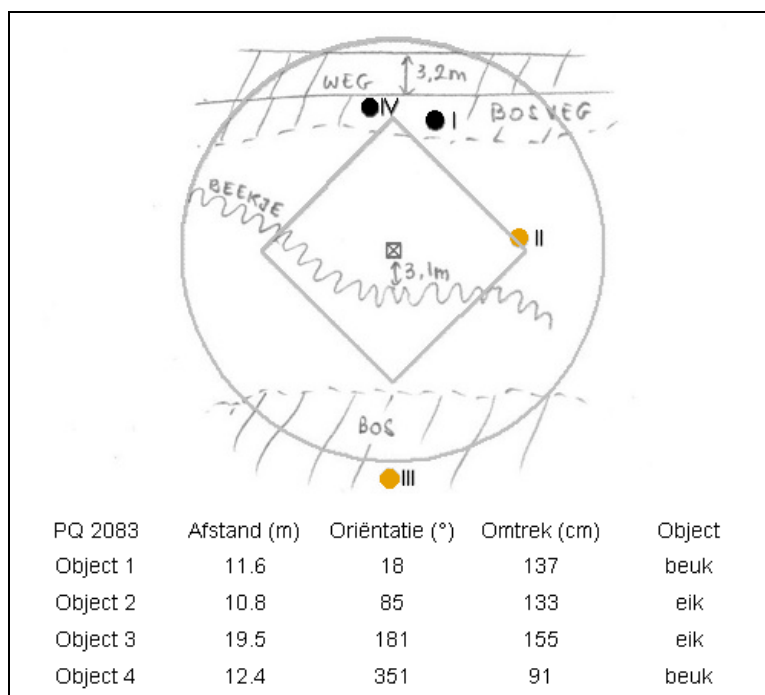
4.5.4 Veldprotocol permanent markeren van de proefvlakken

Indien het proefvlak geschikt bevonden is om mee genomen te worden in de steekproef voor het betreffende doelhabitat (zie protocols hierboven) wordt het centrum permanent gemarkeerd met een fenopaal. Dit is een blokje van 95mm x 95mm x 65mm uit kunstharsbeton met een gat in het midden waardoor een holle metalen stang van 50cm lengte in de bodem gedreven wordt. Met behulp van een inslagpin worden vervolgens drie weerhaken uit de holte in de bodem gedreven, zodat de blok stevig in de grond verankerd zit. Het plaatsen van een fenopaal neemt slechts enkele minuten in beslag.

Drie verschillende kleuren van blokken werden gebruiken opdat naburige proefvlakken zo veel mogelijk een verschillende kleur hebben en er dus minder vergissingen kunnen gebeuren bij herlokalisatie. Fenopalen laten detectie via metaaldetector toe.

In grasland werden de fenopalen ingegraven tot op het maaiveld, om mogelijke problemen voor maaibeheer te vermijden.

Lokalisatiefiches werden gemaakt waarbij de positie van een aantal getuigenbomen ingetekend werden (omtrek en soort + afstand t.o.v. centrum). In niet-bos habitat werden andere blijvende terreinkenmerken ingetekend. Daarnaast werden er ook foto('s) genomen vanop de fenopaal in de 4-windrichtingen (zie figuur 8).



IMG_7854.JPG



IMG_7855.JPG



IMG_7856.JPG



IMG_7857.JPG

Figuur 8 Voorbeeld van de lokalisatiefiche van PQ2083 (Blankedelle) en de bijhorende foto's in volgorde NOZW. Op de tekening gestreepte zones worden niet in de vegetatie/structuuroopname geïntegreerd. Oriëntatie: gemeten vanop de fenopaal, ten opzichte van het noorden

4.5.5 Veldprotocol proefvlakcirkel met straal 18 m

De grenzen van de proefvlakcirkel met straal 18 m werden bepaald met een lintmeter en tijdelijk d.m.v. bamboestokken gemarkeerd.

Volgende indicatoren in verband met het criterium "structuur" werden ingeschat:

- Groeiklassen bomen (bosvegetaties)
- Aanwezigheid dood hout (bosvegetaties)
- Grondvlak boomsoorten (bosvegetaties)
- Bedekking vegetatielagen

Groeiklassen bomen

Groeiklassen worden genoteerd als aan- afwezigheid per klasse van:

- Open plek
- Vroege stadia (gem. hoogte < 2m)
- Jonge boompjes
- Jong hout (diameter tussen 7 en 14cm)
- Hout (tussen 14 en 50cm)
- Dik hout (tussen 50 en 80cm)
- Zeer dik hout (groter dan 80cm)

Dit kan leiden tot een weinig genuanceerd, rooskleuriger beeld dan in realiteit het geval is. Bijvoorbeeld één vlier in een homogeen beukenbestand, wordt genoteerd als twee groeiklassen. De achterliggende ecologische idee van de indicator groeiklassen heeft te maken met het kwantificeren van de variatie in leeftijdsopbouw van een specifiek bosbestand en de aanwezigheid van open plekken. Onze huidige bossen zijn vaak structuurarm en bestaan uit homogene en gelijkjarige bestanden. De voorwaarde dat er drie groeiklassen aanwezig moeten zijn vloeit voort uit het streven naar ongelijkjarigheid, behoud van oude bomen na de eindkap en het behouden van waardevolle open plekken bij het ecologische bosbeheer.

Een open plek definiëren we als een zone zonder boomlaag waarbij de grootste doormeter van de plek minimaal zo groot is als de dominante hoogte van de omringende bomen in de boomlaag

Dood hout

In de boshabitats werden volgende parameters geschat:

- Aandeel dood hout (% totaal hout)
- Diameterverdeling dood hout (aanwezigheid per diameterklasse)
- Hoeveelheid dik dood hout (aantal)

Het **aandeel dood hout** ten opzichte van het totale volume hout (levend + dood) wordt visueel geschat en als percentage uitgedrukt. Hierbij wordt er zowel met staand als met liggend dood hout rekening gehouden.

Het criterium "**diameterverdeling dood hout ten opzichte van levend hout**" kan niet eenduidig samengevat worden (kleiner – groter – gelijk) wanneer verschillende groeiklassen

en verschillende diameters dood hout voorkomen. De aanwezigheid van dood hout wordt dus in klassen van diameter vermeld:

- dood hout met diameter tussen 7 en 14cm
- tussen 14 en 50cm
- tussen 50 en 80cm
- of groter dan 80cm

Die klassen komen overeen met de groeiklassen die voor boomsoorten gebruikt worden. Takken en dood hout met een diameter kleiner dan 7cm of met een lengte kleiner dan 1,5 m worden niet meegeteld.

Om de **hoeveelheid dik dood hout** te bepalen werd het aantal dikke stammen geteld (minimum doormeter van 40cm en minimum lengte van 1,5m).

Grondvlak boomsoorten

Voor de indicator aandeel sleutelsoorten in boomlaag, dienen grondvlakken ingeschat te worden. Dit gebeurde aan de hand van een relascoop (systeem "Bitterlich") voor enerzijds de niet-sleutelsoorten en anderzijds de sleutelsoorten. We hebben hier wel te maken met een plotless meetmethode (=geen proefvlakmeting) en de consequenties hiervan voor de analyse worden in deel 6 besproken.

Bedekking van de verschillende vegetatielagen

Totale bedekking van de moslaag, kruidlaag, struiklaag en boomlaag in procenten (klassen van 5%) om onder andere indicator "verticale structuur" in te vullen.

4.5.6 Veldprotocol vegetatieopname 16m x 16m

Het protocol voor vegetatieopname is als volgt:

- Vanaf centrum proefvlak (fenopaal) de vier hoekpunten tijdelijk markeren (bamboestokken) volgens N-Z en W-O as. Afstanden meten met meetlint (Vertex + transponder of met baak van Pardé en prisma).
- Alle soorten in het proefvlak noteren. Stopregel: stoppen indien geen nieuwe soort gevonden na 10 minuten zoeken. Niet direct determineerbare soorten apart noteren en plaats binnen proefvlak markeren.
- Niet gedetermineerde soorten determineren
- Schatting maken van bedekkingen van de soorten aan de hand van van der Maarel schaal (Van der Maarel 1979) (de som van de bedekkingen kan groter dan 100% zijn). Dit is een licht uitgebreide versie van de Braun-Blanquet bedekking/abundantie schaal.
 - o Voor sommige soorten waar de bedekking erg gevoelig is aan tijdstip van opname kan het nuttig zijn om zowel een actuele bedekking in te schatten als een piekbedekking, zonder evenwel een tweede terreinbezoek te doen. Dit is bijvoorbeeld nodig voor Adelaarsvaren, sommige voorjaarsbloeiërs die een belangrijke bedekking kunnen hebben (Bosanemoon, Speenkruid, Boshyacynth), en bomen/struiken indien bladuitloop nog niet volledig is.

- o De courante grenswaarden uit de LSVI-tabellen van 30% en 70% vallen met de van der Maarel schaal ietwat ongelukkig, maar dit wordt niet als een groot probleem gezien (immers zowieso is aggregatie van soorten nodig, bv bedekking van sleutelsoorten)
- Herhalen voor kruidlaag (< 1m), struiklaag (1 – 7m) en boomlaag (> 7m).
- Ook de totale bedekking van de strooisellaag, kruidlaag, struiklaag, boomlaag en struiklaag+boomlaag inschatten (belangrijk voor vergelijking met grenswaarden in LSVI tabellen). Deze totale bedekking schatten we niet aan de hand van de Braun-Blanquet schaal, maar is een schatting van het percentage in klassen van 5%.
- Andere bijkomende schattingen zoals bedekking open grond, moslaag etc in functie van bepaalde indicatoren van de beoordelingstabellen

Uit deze vegetatieopnamen kunnen de meeste indicatoren afgeleid worden, voornamelijk deze van de criteria "vegetatie" en "verstoring" (zie tabel 2).

In het geval het habitatype niet het volledige proefvlak omvat (zie vorig punt) wordt de vegetatieopname niet over het volledige 16m x 16 proefvlak bepaald, maar wel over het deel waarin het doelhabitat voorkomt.

De Van der Maarel schaal en hoe deze omgezet werd naar percentages is weergegeven in Tabel 7.

Origineel Van der Maarel schaal	Omzetting %
r	0.3
+	1
1	2
2m	4
2a	9
2b	19
3	37.5
4	62.5
5	87.5

Tabel 7 Klassen van de Van der Maarel schaal en de manier waarop ze omgezet wordt naar percentages (voor verwerking van de gegevens)

4.5.7 Aanpak 7220 – Kalktufbronnen

In de habitatkaart zijn de locaties van habitatype 7220 aangeduid als punten in tegenstelling tot de overige habitatypes die als polygonen zijn afgebakend. Het betreft bronbeekjes waarin lokaal en vaak op zeer beperkte oppervlakte kalktufvorming en/of typische mossoorten voorkomen. Bovendien bleken tijdens het veldbezoek de opgegeven puntlocatie niet erg exact. De criteria voor de kwaliteitsbeoordeling in de huidige LSVI-tabellen hebben voornamelijk betrekking op aan- of afwezigheid van een aantal verstoringen (structuurschade, algen en slibafzetting) en daarnaast op de grootte van het habitatype. Er zijn naast een drietal typische mossoorten geen indicatorsoorten opgenomen waardoor een vegetatie-opname niet vereist is. Om al deze redenen is voor dit habitatype niet gewerkt met gestandaardiseerde proefvlakken zoals voor de andere habitatypes. De beoordeling

gebeurde op de volledige oppervlakte en voor alle locaties (n=6) uit de habitatkaart. Alle locaties werden opnieuw opgemeten met de handheld-GPS.

4.5.8 Veldprotocol tijdsregistratie

Per proefvlak:

- Beginuur noteren
- Einduur noteren
- Aantal personen noteren
- Schatten van tijd besteed aan:
 - o Vinden van proefvlak (punten van de bosinventaris)
 - o Afbakenen van proefvlak
 - o Opname maken (vegetatieopname, bedekking vegetatielagen, structuuropname)

Een overzicht van de bestede tijd per stap wordt in deel 7 gegeven.

4.6 Synergie met de Bosinventarisatie van het Brussels Gewest.

De inventarisatie voor de bosinventaris is gebaseerd op een regelmatig grid van 200 m x 200 m (532 rasterpunten in bos). Tot nu toe zijn er 50 van deze proefvlakken geïnventariseerd, zowel voor wat betreft de vegetatieopnames als de dendrometrische gegevens.

Voor zover deze samenvallen met proefvlakken van het meetnet dat gebruikt wordt voor het bepalen van de LSVI, kunnen de gegevens uit de bosinventarisatie gebruikt worden om de LSVI te helpen bepalen.

Het proefvlak voor vegetatieopnamen binnen de bosinventaris zijn cirkelvormig met een straal van 12 m (oppervlakte 4,5 are). Deze vorm en oppervlakte zijn dus verschillend van de door ons voorgestelde 16 m x 16 m. Idealiter zouden de vegetatieopnamen in de BI op 16m x 16m moeten worden uitgevoerd om conform de Vlaamse BI te zijn en conform ons protocolvoorstel. Zo niet, dan zal dit de vergelijkbaarheid van de gegevens beïnvloeden, maar omwille van kostenefficiëntie is het best dat we dit verschil negeren en de informatie ongecorrigeerd gebruiken (een bosinventarisproefvlak een gewicht van 1.8 (4,5 are / 2.56 are) geven is geen goede oplossing aangezien de "sample support" dezelfde is: beide proefvlakken "vertegenwoordigen" een rastercel van 50 m x 50 m).

De dendrometrische gegevens worden bepaald in een cirkelvormig proefvlak met variabele straal, begrensd op een maximum van 18 m. De straal is afhankelijk van de densiteit aan bomen en de beslissingsregel is dat er 15 bomen binnen het proefvlak moeten liggen. Hier is dus ook een verschil met de methode die wij voorstellen. Om dezelfde redenen als hierboven verkiezen we toch om deze gegevens maximaal te gebruiken en de verschillen in bemonsteringsmethodiek te negeren. Deze dendrometrische gegevens zijn vooral relevant voor het criterium structuur.

Tabel 8 omvat de gegevens die uit de bosinventarisatie kunnen worden afgeleid om de LSVI indicatoren te berekenen.

Meting voor beoordeling LSVI	Informatie uit bosinventarisatie?
In vierkant 16*16m	Oorspronkelijk in cirkel r=12m, nu in vierkant 16*16m
Vegetatieopname (van der Maarel schaal)	Informatie beschikbaar, harmonisatie vorm en oriëntatie proefvlak verder zetten?
Bedekking vegetatielagen	Wordt niet opgenomen?
Controle habitatype, bedekking en ligging habitat	Wordt niet opgenomen
Plotless sampling	In cirkel r=max 18m (straal afhankelijk van boomdensiteit)
Grondvlak sleutelsoorten VS niet sleutelsoorten in de boomlag (Bitterlich)	Informatie beschikbaar maar op cirkelniveau (nauwkeurige meting van de omtrek van de bomen => grondvlak kan berekend worden). Mogelijkheid om een relatie tussen meting BI (in cirkel) en meting Bitterlich (plotless sampling) te bepalen???
Aantal sleutelsoorten in de boomlaag die >10% totale grondvlak (Bitterlich)	
In cirkel r=18m	In cirkel r=max 18m (straal afhankelijk van boomdensiteit)
Bedekking vegetatielagen	Niet opgenomen?
Mengingsvorm bestand	Afleidbaar uit metingen (soort + omtrek + ligging)
Aanwezigheid groeiklassen boomsoorten - voor klassen met omtrek >40/44cm	Afleidbaar uit metingen (Deel "Gegevens bomen": soort + omtrek)
Aanwezigheid groeiklassen boomsoorten - voor klassen met omtrek <40/44cm (aanwezig als meer dan x individuen)	+/- afleidbaar uit metingen (Deel "Regeneratie": soort + stadium + bedekking): bedekking gebruiken i.p.v. minimaal aantal individuen?
Dood hout: aandeel dood hout, aanwezigheid dood hout per omtrekklassen	Afleidbaar uit metingen. Voor hout met diameter >7cm moet de omtrek gemeten/ingevuld worden!
Controle habitatype, bedekking en ligging habitat	Wordt niet opgenomen
Lokalisatie: XY coördinaten, ligging wegen, getuige bomen,...	Wordt opgenomen

Tabel 8 Afleidbare gegevens uit de bosinventarisatie

Herlokalisatie van de proefvlakken van de bosinventaris gebeurt aan de hand van de lokalisatiefiches. Als het paaltje dat het centrum van het proefvlak aanduidt binnen 30 minuten gevonden wordt, wordt de fenopaal ernaast ingeduid. Anders wordt de fenopaal op basis van het lokalisatiefiche zo goed mogelijk geplaatst.

Naast proefvlakken die al geïnventariseerd werden voor de bosinventaris, moeten we ons ook afvragen wat we doen met proefvlakken die in de toekomst door de BI bezocht zullen worden. Voor deze proefvlakken kan er geopteerd worden om de gegevens van de BI later te integreren.

Onze databank (zie verder) houdt een referentie in naar de unieke identificatiecode van de proefvlakken van de bosinventarisatie en laat toe om de data van de bosinventarisatie en de tijdens dit project ingezamelde gegevens gemakkelijk te koppelen.

4.7 Veldwerk 2011

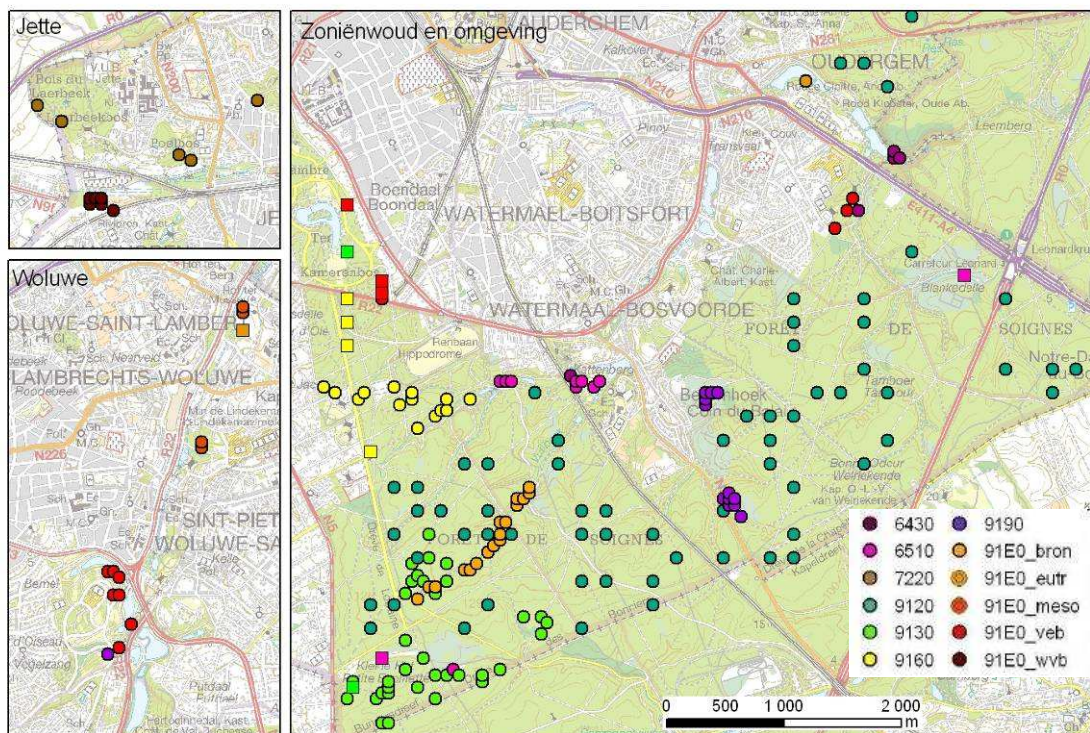
Onderstaande tabel geeft het aantal geïnventariseerde proefvlakken weer uit respectievelijk de steekproef 2011 en de reservelijst van proefvlakken.

Habitat	Steekproef 2011	Niet gemeten	Gemeten					
			Uit steekproef		Uit reserve		Totaal	
			aantal	%	aantal	%	aantal	%
6430	9	4	5	55,6	0	0,0	5	55,6
6510	12	4	8	66,7	3	25,0	11	91,7
7220	6	0	6	100,0	0	0,0	6	100,0
9120	65	1	64	98,5	0	0,0	64	98,5
9130	36	2	34	94,4	2	5,6	36	100,0
9160	18	4	14	77,8	4	22,2	18	100,0
9190	28	15*	13*	46,4	0	0,0	13	46,4
91E0	64	25	39	60,9	4	6,3	43	67,2
91E0_bron	17	0	17	100,0	0	0,0	17	100,0
91E0_meso	6	2	4	66,7	0	0,0	4	66,7
91E0_ruigt	7	6	1	14,3	1	14,3	2	28,6
91E0_veb	27	16	11	40,7	3	11,1	14	51,9
91E0_wvb	7	1	6	85,7	0	0,0	6	85,7
Tot	238	55	183	76,9	13	5,5	196	82,4
			Bezocht (met controle habitatype)					
			238		32			

Tabel 9 Geïnventariseerde proefvlakken per habitatype. *: in het Woluwe park werd één ongeschikt proefvlak (geen sleutelsoort in de kruidlaag) toch geïnventariseerd, wat her verschil met tabel 5 verklaart.

In overleg met het BIM werden ongeschikte proefvlakken in het Woluwe park niet vervangen door reservepunten. Het gaat om habitatypen 9190 en 91E0_veb. In de overige gevallen werden reservepunten bezocht en, indien geschikt, geïnventariseerd. Het bleek echter dat vele reservepunten ook ongeschikt zijn (geen habitat, infrastructuur,...) waardoor deze werkwijze onefficiënt wordt.

De steekproef voor 2011 (N=238 proefvlakken) bevat 66 proefvlakken die tot het meetnet van de bosinventaris behoren. Eén van die proefvlakken was op het moment van ons bezoek tijdelijk ontoegankelijk (recente kap) en werd niet opgenomen. Alle andere opnames werden uitgevoerd. Rekening houdend met het gebruik van reservepunten werden 68 proefvlakken van de bosinventarisatie tijdens de veldcampagne 2011 effectief opgenomen.



Figuur 9 Geïnventarieerde proefvlakken. Vierkant = reservepunt.

5 Gegevensopslag

De gegevens worden opgeslagen in een relationele databank (LSVI gegevensbank). Deze databank is zo ontworpen dat (i) de informatie van de LSVI beoordelingstabellen hier in kan opgeslagen worden (criteria, indicatoren, grenswaarden), (ii) de vegetatieopnamen kunnen opgeslagen worden met hun ruimtelijke en temporele kenmerken (gekoppeld aan steekproefpunt/proefvlak waarbinnen vegetatieopname wordt gemaakt), en (iii) de indicatoren die niet berekend worden uit vegetatieopname afzonderlijk kunnen opgeslagen worden (eveneens gekoppeld aan het steekproefpunt/proefvlak waarbinnen deze kenmerken bepaald worden). Daarnaast zijn de steekproefpunten opgeslagen in een GIS-databank.

Hoewel initieel de gegevens op het terrein met de Recorder software en een veldcomputer ingevoerd werden is hiervan vrij snel afgestapt omdat dit in combinatie met gegevensinzameling te omslachtig bleek voor één persoon tijdens éénzelfde terreinbezoek. De gegevens werden grotendeels op papier genoteerd en naderhand ingevoerd in Recorder waardoor we rechtstreeks in staat zijn om punten (ii) en (iii) te realiseren. Bovendien kunnen we uit een bestaande LSVI-databank (ontwikkeld binnen het INBO) de nodige onderdelen van (i) toevoegen en koppelen aan de gegevens van de Recorder databank.

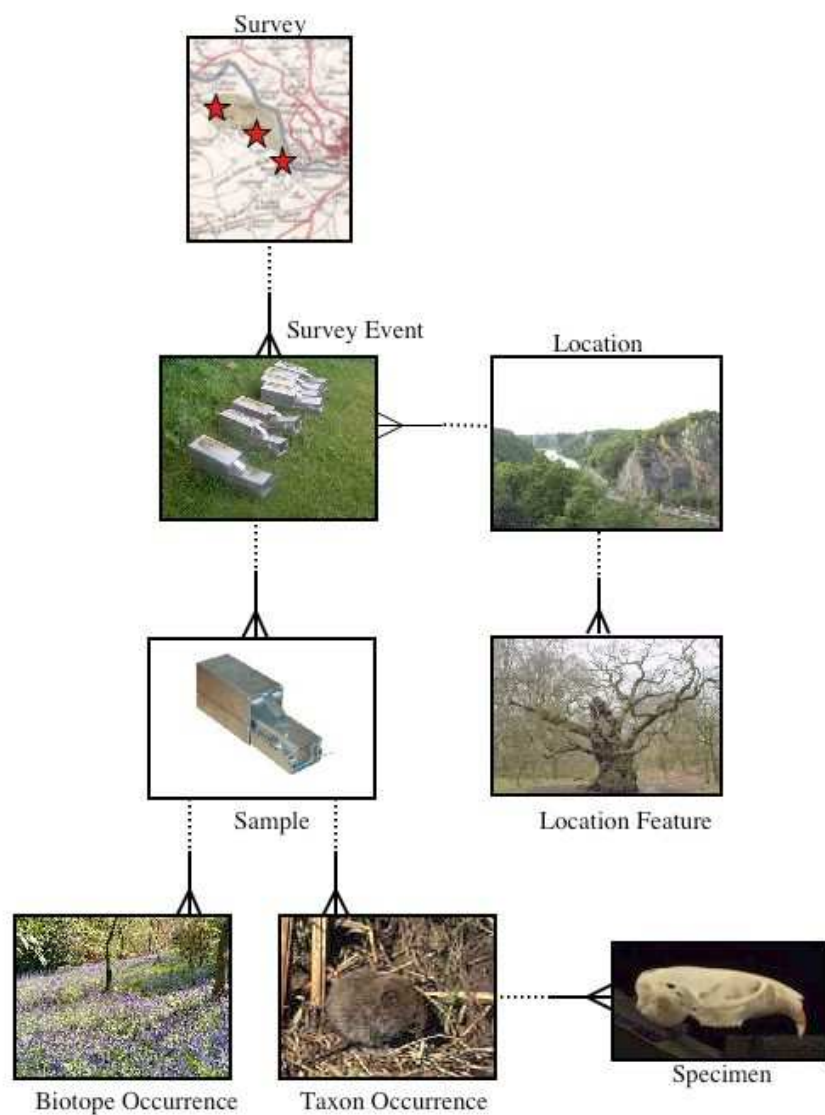
5.1 Recorder en NBN databank model

Gebruikte veldapparatuur voor gegevensinvoer

Recorder 6 software is geïnstalleerd op een tablet PC (= veldcomputer). De Recorder 6 software werd ontwikkeld in de UK door het Joint Nature Conservation Committee (JNCC) specifiek om als terreinapplicatie te kunnen fungeren. De software bestaat uit een databankgedeelte en een eenvoudig kaart-gedeelte. Het is geen GIS, maar kan hier wel aan gelinkt worden. Het databankgedeelte laat toe om projecten zoals de LSVI bepaling van habitattypes in een handige structuur te gieten zodat de gegevens onmiddellijk in het veld kunnen ingegeven worden. De tool is ontwikkeld om veldgegevens van soorten en habitats op te slaan, samen te brengen en uit te wisselen. Het kan eveneens gebruikt worden om eenvoudige tot complexe rapporten samen te stellen.

De databankstructuur voor een project binnen recorder is altijd op dezelfde manier opgebouwd en is volledig conform het NBN (National Biodiversity Network) data model in de UK. De structuur hiervan is weergegeven in figuur 10. De gegevens die op deze manier worden opgeslagen kunnen later geëxporteerd worden naar bijvoorbeeld een access-databank structuur (naast vele andere export-mogelijkheden). Daarbij blijft het onderliggende NBN datamodel bewaard.

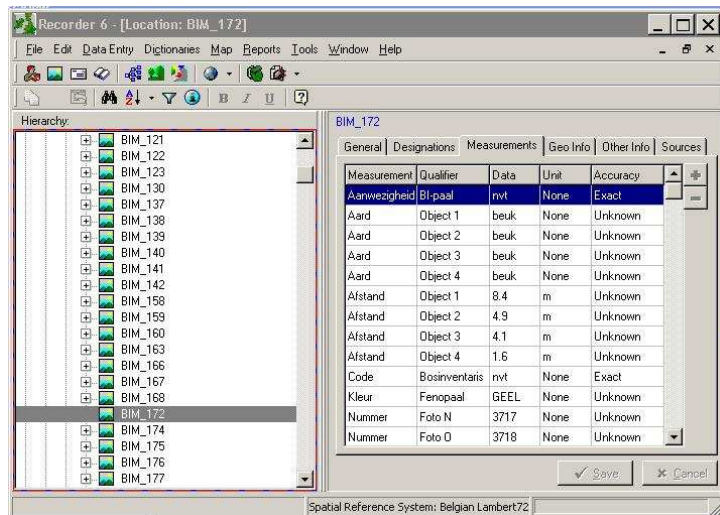
Een belangrijk voordeel van werken met Recorder is de ingebouwde kwaliteitscontrole bij de gegevensinvoer en de mogelijkheid om zowel eenvoudige als complexe datastructuren in eenzelfde databank onder te brengen.



Figuur 10 Algemeen NBN data model gebruikt in Recorder 6. Dit model is flexibel genoeg om toe te laten dat vegetatie-opnamen kunnen opgeslagen worden evenals andere gegevens nodig voor de LSVI.

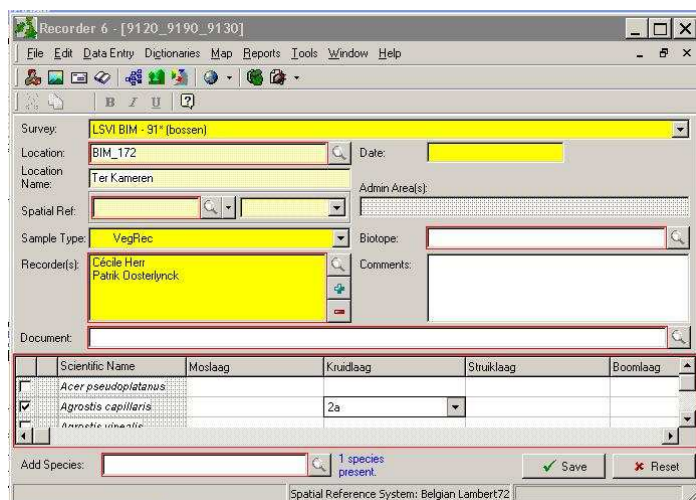
5.2 Gegevensinvoer in Recorder

Recorder bevat verschillende modules om de gegevens in te voeren en te beheren. Een "Location" module laat toe om de nodige lokalisatiegegevens per proefvlak in te voeren.



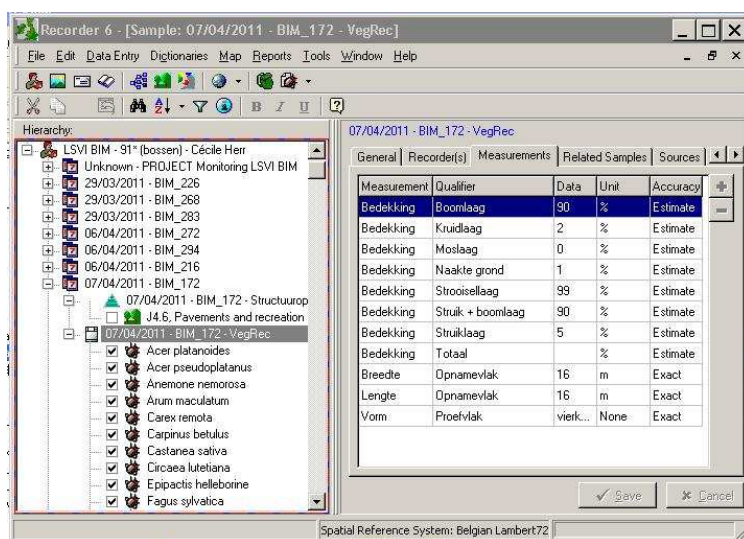
Figuur 11 "Location" module in Recorder

De metingen zelf worden in een "Survey" module ingevoerd en beheerd. Eerst worden de gegevens van de vegetatieopname ingevoerd, met behulp van een op voorhand gedefinieerde lijst van favoriete (verwachte) plantensoorten per habitatype.



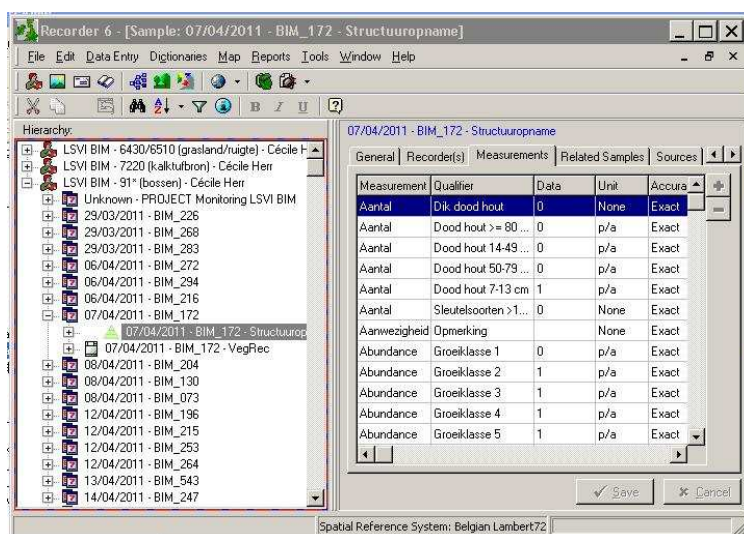
Figuur 12 Invoer van een vegetatieopname

Vervolgens wordt extra informatie op vierkant niveau opgenomen (bedekking van de vegetatielagen, afmetingen van het opnamevlak, tijd besteed).



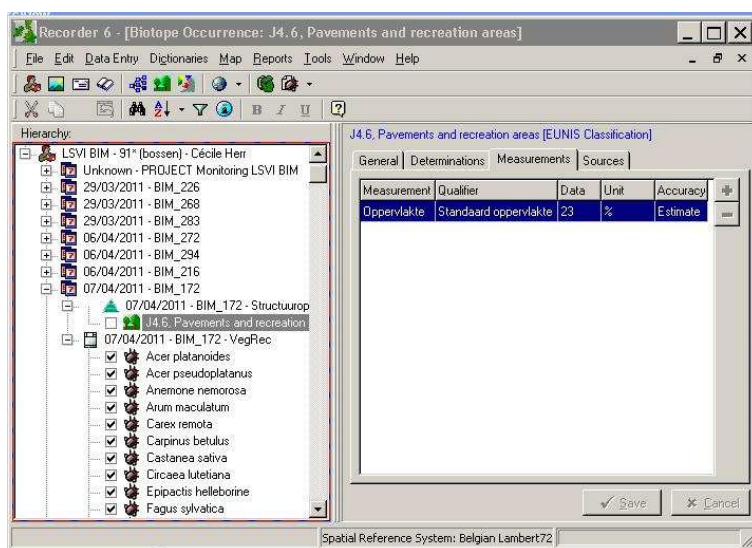
Figuur 13 Invoer van de bedekking van de verschillende vegetatielagen op vierkant-niveau en van de kenmerken van de vegetatieopname (vierkant of lineair, afmetingen)

In een derde fase wordt een structuuroopname aangemaakt die alle informatie in het cirkelvormige vlak bevat: dood hout, groeiklassen, grondvlak, bedekking van de verschillende vegetatielagen, etc. Ook op dit niveau wordt een veld voorzien voor tijdsregistratie.



Figuur 14 Invoer van de structuuroopname in het cirkelvormige vlak

Daarnaast kan informatie over het voorkomen van infrastructuurelementen en aanwezige habitattypen ook ingevoerd worden, en dit zowel op niveau van het vierkant proefvlak als op niveau van het cirkelvormige proefvlak. In figuur 15 wordt als voorbeeld het procentuele oppervlakteaandeel van een weg in de cirkel gegeven.



Figuur 15 Invoer van de aanwezige biotopen en infrastructuurelementen

5.3 Export naar Access databank

Voor de export van de Recorder data naar een analysedatabank in Access waren tussenstappen via twee extra databanken vereist. Voor de relevante habittypes werden de indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling geput uit de LSVI-databank van het INBO. Hierin worden alle criteria en de hieraan gelinkte indicatorsoorten en grenswaarden beheerd. Anderzijds was het nodig om de naamgeving van de taxa uit deze databank te linken met de taxa van de vegetatieopnames in Recorder. Dit gebeurde door koppeling met de standaardtaxonlijsten die in een andere INBO-databank beheerd worden.

5.4 Kwaliteitszorg

Bij de gegevensinvoer in de Recorder databank in het veld zijn de nodige controles ingebouwd. Dit wordt gerealiseerd door zo veel mogelijk met lijsten te werken waaruit geselecteerd moet worden. Dit zijn dan taxa-lijsten, lijst met habitatklasseringen, lijsten met bedekkingsschalen, etc. Door te werken met voorgeprogrammeerde en gecontroleerde lijsten vermijden we dat er niet toegelaten waarden worden ingegeven. Daarnaast wordt op voorhand voor elke variabele het juiste gegevenstype bepaald en/of invoermaskers (bv voor datums) gedefinieerd. In een relationele databank zijn bovendien controles ingebouwd op niveau van onderling gekoppelde tabellen: de relatie tussen elke record in de ene tabel met elke record in de andere tabel wordt op voorhand gedefinieerd en er wordt gecontroleerd dat bij gegevensinvoer aan deze voorwaarden voldaan is (referentiële integriteit).

6 Gegevensverwerking

Voor de gegevensverwerking vertrekken we van de in de databank opgeslagen en gecontroleerde gegevens. We bespreken hier kort eerst de verschillende stappen die we zullen doorlopen.

De eerste stap in de gegevensverwerking is het omzetten van de meetvariabelen, dit zijn de in het terrein gemeten of geschatte kenmerken van de vegetatie, naar analysevariabelen (zie 6.1). Hiervoor maken we een analyse van de criteria en indicatoren die voorgesteld worden in de beoordelingstabellen voor de lokale staat van instandhouding. We maken hierbij gebruik van de laatste, nog ongepubliceerde, versie van de beoordelingstabellen aangezien deze al aangepast zijn aan de bevindingen van een wetenschappelijke toetsingscommissie en de laatste richtlijnen van Europa. Deze analyse houdt in dat we de indicatoren zo goed mogelijk vertalen naar variabelen waarmee in de analyse vlot kan gewerkt worden. Soms is er immers een verschil tussen de manier waarop indicatoren geformuleerd werden, de manier waarop gegevens in het terrein verzameld zijn, en de manier waarop deze gegevens kunnen gebruikt worden bij de berekeningen. Deze verschillen worden in de eerste plaats zo goed mogelijk geduid en de keuzes die we hebben gemaakt worden verduidelijkt.

De tweede stap omvat de uitleg bij de verwerkingsmethodes (zie 6.2). We maken een onderscheid tussen enerzijds de verkennende analyses en anderzijds een voorbeeldanalyse voor het bepalen van de staat van instandhouding. We bespreken hier dus welke analysemethoden werden gebruikt, maar ook welke software hiervoor werd gebruikt. Voor de voorbeeldanalyse zal in de eerste plaats nagedacht worden hoe de indicatoren zinvol geaggregeerd kunnen worden tot een uitspraak over de staat van instandhouding. Hierbij zal zowel gekeken worden naar implicaties van een beoordeling gebaseerd op het relatief eenvoudige “one-out-all-out” principe, als naar complexere doch ecologisch meer relevante alternatieven.

In het derde deel worden de resultaten gegeven van de analyses en worden deze bediscussieerd (zie 6.3). We wijzen op de assumpties die gemaakt worden, de limitaties aan de interpretatie en de veralgemeenbaarheid van de resultaten. We zullen hier ook een evaluatie doen van de LSVI-indicatoren en de toegepaste methodiek. Misschien is het bijvoorbeeld niet relevant dat alle indicatoren worden opgenomen om mee te nemen in een globale beoordeling, bv o.m.v. sterke collineariteit van bepaalde indicatoren in de specifieke context van het Brussels Gewest of o.w.v. problemen bij het toepassen van de LSVI-beoordelingstabellen in een proefvlakcontext.

6.1 Berekening van de indicatoren (analysevariabelen)

Voor elk van de indicatoren uit de beoordelingstabellen moeten we nagaan hoe we best deze analysevariabelen afleiden uit de meetvariabelen. De indicatoren zijn gestructureerd in drie groepen van criteria (structuur, vegetatie en verstoring). De indicatoren voor de criteria structuur en vegetatie zijn op enkele uitzonderingen na meestal te beschouwen als positieve indicatoren (hoe hoger de waarde hoe beter). De verstoringsindicatoren zijn, zoals de naam al suggereert, negatieve indicatoren. Een overzicht van de indicatoren bevindt zich in Tabel 10.

Criterium	Indicator	7220	6430_hf	6510_hu	9120	9130	9160	9190	91E0_bron	91E0_eutr	91E0_meso	91E0_veb	91E0_wvb
Structuur	Aandeel Dood Hout			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Aantal Groei klassen*			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Aantal Vegetatie Lagen			1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Bedrijfsvorm			1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Bosconstantie			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Dik Dood hout			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Groeiklasse 5*												1
	Groeiklasse 6*												1
	Groeiklasse 7*			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Oppervlakte			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Dominantie		1										
	Hoge Grassen*		1										
	Middelhoge Grassen*		1										
	Grassen*	1											
	Lengte Habitatvlek	1											
	Moslaag	1											
	Oppervlakte gebied	1											
	Oppervlakte Habitatvlek	1											
	RecenteTufvorming	1											
Vegetatie	Aantal sleutelsoorten kruidlaag			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Bedekking sleutelsoorten kruidlaag			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Sleutelsoorten boomlaag			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Bedekking sleutelsoorten	1	1										
	Aantal sleutelsoorten	1	1	1									
	Bedekking sleutelsoorten + kalk	1											
Verstoring	Verruiging	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Invasieve exoten	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Ruderalisering			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Vergrassing			1			1						
	Strooisel		1										
	Verbost		1										
	Draadalgen*	1											
	Dynamiek	1											
	Structuur	1											
	Waternivalmos*	1											

Tabel 10 Overzicht van de indicatoren per criterium en per habitatype. Een "1" geeft aan dat de indicator bij het overeenkomstige habitatype behoort. . Bepaalde indicatoren zijn al verder opgedeeld in deelindicatoren in functie van de analyse (aangeduid met *).

De meeste van de indicatoren die groeperen onder de criteria vegetatie en verstoring zijn gebaseerd op de bedekking van een groep van indicatorsoorten. De lijsten van deze indicatorsoorten werden eveneens opgenomen bij de beoordelingstabellen en zijn opgenomen in de databank. Voor dit type van indicatoren wordt meestal verwezen naar de

totale bedekking van deze indicatorsoorten. Dit is dus informatie die we kunnen afleiden uit de vegetatieopname. Bij een vegetatieopname schatten we de bedekking van elke soort afzonderlijk en de totale bedekking van de vegetatielagen. Om de totale bedekking van een groep van indicatorsoorten te berekenen kunnen we ofwel de som nemen van de individuele bedekkingspercentages van de soorten, ofwel de som nemen van de relatieve bedekkingspercentages van de soorten vermenigvuldigt met de totale bedekking van de vegetatielaag. De laatste manier van berekenen vermijdt dat overlap tussen soorten wordt meegeteld (bij overlap kan de som van bedekkingen meer dan 100% zijn). Een voorbeeld maakt dit duidelijk. Stel dat de kruidlaag 100% van het proefvlak bedekt. In deze kruidlaag vinden we twee soorten die ook elk 100% bedekken. Als we de som nemen van de individuele bedekking komen we uit op 200%, als we het relatief bekijken is de relatieve bedekking van beide soorten $100/(100 + 100) = 0.5$, en vermenigvuldigt met de totale bedekking van de kruidlaag geeft dit 50%, of gesommeerd over beide soorten 100%. Dit extreme voorbeeld illustreert best het verschil tussen beide manieren van berekening. We moeten ons dan ook afvragen welke methode ecologisch gezien het best aansluit bij de indicatoren uit de beoordelingstabellen. Vermits de (individuele) bedekking van een soort kan beschouwd worden als een proxy-variabele voor biomassa, lijkt het eerder logisch dat mogelijke overlap tussen soorten wél wordt meegeteld. Bijvoorbeeld, hoe meer biomassa van soorten die wijzen op vergrassing, hoe sterker het signaal voor vergrassing moet zijn. We verkiezen daarom om de absolute bedekkingen van de soorten op te tellen. Dit betekent dat zulke indicatoren potentieel een waarde hebben die hoger is dan 100% (wat dan overduidelijk zal wijzen op een zeer gunstige dan wel ongunstige situatie afhankelijk of het een positieve, respectievelijk, negatieve indicator is). Dit is echter een situatie die we zelden zullen tegenkomen (en enkel zijn tegengekomen voor de indicator "ruderalisering" in de huidige gegevensset).

De meeste andere indicatoren zijn, ofwel, ook afleidbaar uit de vegetatieopname (bv de indicator "dominantie" of indicatoren waar aantallen van soorten de focus zijn), ofwel worden ze volgens één van de veldmethodieken rechtstreeks ingeschat (bv de indicator aandeel dood hout). In Tabel 11 is een overzicht gegeven van de berekeningswijze van de indicatoren uitgaande van de meetvariabelen.

Criterium	Indicator	Berekeningswijze analysevariabele
Structuur	Aandeel dood hout	Aandeel dood hout
	Aantal Groeiklassen	Aantal groeiklassen
	Aantal Vegetatielagen	Aantal vegetatielagen
	Bedrijfsvorm	Plenter of -femelslag
	Bosconstantie	Periode dat een perceel bebost is
	Dik dood hout	Aantal dik dood hout (diam $\geq$ 40 cm)
	Dominantie	Maximum van de geobserveerde bedekkingen van soorten
	Grassen	Som van de bedekking van grassen = Aanwezig groeiklasse 5 + Aanwezig groeiklasse 6 + Aanwezig groeiklasse 7, dus kan enkel 0,1,2 of 3 zijn
	Groeiklasse 5	Groeiklasse 5 is gedefinieerd als hout met diam 14-49cm, omtrek 44-157cm. = Aanwezig groeiklasse 6 + Aanwezig groeiklasse 7, dus kan enkel 0,1 of 2 zijn.
	Groeiklasse 6	Groeiklasse 6 is gedefinieerd als dik hout met diam 50-79cm, omtrek 157-251cm.
	Groeiklasse 7	Zeer dik hout (diam $\geq$ 80cm, omtrek $\geq$ 251cm) aanwezig
	Hoge grassen	Som van de bedekking van hoge grassen
	Lengte habitatvlek	Lengte habitatvlek
	Middelhoge grassen	Som van de bedekking van middelhoge grassen
	Moslaag	Moslaag aan of - afwezig
	Oppervlakte	/
	Oppervlakte gebied	Oppervlakte gebied waarover kalkafzettingen
	Oppervlakte habitatvlek	Oppervlakte habitatvlek
	Recente tufvorming	Recente tufvorming aanwezig
Vegetatie	Aantal sleutelsoorten	Aantal sleutelsoorten (incl aanvullende soorten)
	Aantal sleutelsoorten kruidlaag	Aantal sleutelsoorten van de kruidlaag (incl aanvullende soorten)
	Bedekking sleutelsoorten	Som van de bedekking van sleutelsoorten (incl aanvullende soorten)
	Bedekking sleutelsoorten kalk	Som van de bedekking van sleutelsoorten (incl aanvullende soorten) + bedekking kalkafzetting
	Bedekking sleutelsoorten kruidlaag	Som van de bedekking van sleutelsoorten van de kruidlaag (incl aanvullende soorten)
	Sleutelsoorten boomlaag	Grondvlak sleutelsoorten van de boomlaag / totaal grondvlak boomlaag
Verstoring	Draadalgen	Bedekking draadalgen
	Dynamiek	Bedekking slib en zand
	Invasieve exoten	Som van de bedekking van invasieve exoten
	Ruderalisering	Som van de bedekking van soorten die wijzen op ruderalisering
	Strooisel	Bedekking strooisel
	Structuur	Structuurschade aan- of afwezig
	Verbost	Bedekking bomen en struiken
	Vergrassing	Som van de bedekking van soorten die wijzen op vergrassing
	Verruiging	Som van de bedekking van soorten die wijzen op verruiging
	Waternalmoos	Bedekking waternalmoos

Tabel 11 Overzicht van de berekeningswijze van de analysevariabelen

We hebben er voor gekozen om indicatoren uit de beoordelingstabellen waar aantallen van soorten gevraagd worden, ook als zodanig te behandelen. Hierbij moeten we wel opmerken dat de beoordelingstabellen opgemaakt zijn voor de beoordeling van een habitatvlek, terwijl

onze gegevens afkomstig zijn van proefvlakken. Het is algemeen geweten dat het aantal soorten stijgt met groter wordende oppervlakte habitat. Dit is dus een indicator die weliswaar niet lastig is om te berekenen, maar wel lastig is om te interpreteren. De grenswaarden (bv aantal soorten meer of minder dan 7) in de tabellen zijn immers niet gekoppeld op de oppervlakte van de proefvlakken. Een alternatieve definitie van indicatoren gebaseerd op aantallen, die minder gevoelig is aan oppervlakte-effecten, is bijvoorbeeld het percentage aan soorten die behoren tot de indicatorsoortengroep ten opzichte van het totaal aantal waargenomen soorten te berekenen. Het blijft dan wel even moeilijk om hiervoor een relevante grenswaarde te definiëren (tenzij we beschikken over een dataset van gegevens uit referentiegebieden).

Op basis van bovenstaande berekeningsmethoden werd de databank bevraagd om de indicatoren af te leiden. Dit betekent dus dat voor elk proefvlak de indicatoren werden berekend die horen bij het habitatype van dat proefvlak. Het habitatype van een proefvlak wordt bepaald volgens de procedure uiteengezet in 4.5.2.

6.2 Methoden

Alle analyses werden uitgevoerd in het statistisch software pakket 'R' (versie 2.13.1). Binnen het INBO hebben we reeds verschillende jaren goede ervaringen met de statistische software 'R' (R Development Core Team, 2010). 'R' is freeware open source software (FOSS). Freeware impliceert dat iedereen het gratis mag gebruiken. Open source betekent dat de broncode van de software voor iedereen beschikbaar is.

'R' wordt actief ontwikkeld door een groot aantal wetenschappers verspreid over de wereld. Minstens elke 6 maand is er een update beschikbaar. De software is 'cross-platform', ze draait op alle courante Windows versies, maar ook op Mac, Unix, Linux,

'R' is een programmeertaal, wat betekent dat de analyses in 'R'-codetaal geschreven werden. Deze code wordt opgeslaan in tekstbestanden die men scripts noemt (bestandsextensie ".r"). Deze scripts worden als digitale bijlage toegevoegd aan het rapport zodat elke analysestap herhaald en gecontroleerd kan worden.

Het klassieke onderhoud van de software (installatie, updates) kan zonder probleem door elke IT afdeling gebeuren. Qua ondersteuning kan de gebruiker terecht bij verschillende mailinglists waar een grote schare vrijwilligers de vragen beantwoorden. Daarnaast zijn er verschillende bedrijven die tegen betaling ondersteuning en consultancy aanbieden. Binnen het INBO wordt deze software ondersteund door het BMK team.

6.2.1 Verkennende analyses

Eerst en vooral deden we een exploratieve data-analyse (EDA). Er werd per indicator gekeken naar de verdeling van de observaties door middel van boxplots en histogrammen. Dit werd verder uitgesplitst per habitat(sub)type. Indien er abnormaal hoge of lage waarden geobserveerd werden (outliers) zal dit hiermee ook gedetecteerd worden. Het is echter niet omdat iets als een statistische outlier gedetecteerd wordt, dat deze observatie fout is. Dit moet geval per geval beoordeeld worden. Indien het een foutieve waarde blijkt, is soms correctie nog mogelijk (bijvoorbeeld een komma werd verkeerd geplaatst). In eerste instantie zullen de grootste fouten gevonden worden; bij elke nieuwe stap van de iteratieve procedure worden kleinere fouten opgespoord. Bij de histogrammen werd eveneens aangegeven waar de grenswaarde voor die indicator ligt. Met een kleur werd aangegeven welke de gunstige dan wel ongunstige waarnemingen zijn.

Ten tweede keken we naar collineariteit van de indicatoren per habitat(sub)type. Deze verkennende analyse vertelt ons of verschillende indicatoren voor een groot deel dezelfde informatie geven. Indien twee indicatoren sterk met elkaar gecorreleerd zijn kunnen we ons immers afvragen of het wel zin heeft om de beide indicatoren te behouden in de analyse van de staat van instandhouding (men zegt dan dat één van beide indicatoren redundant of overbodig is). Opnieuw is hier geval per geval een afweging nodig want bepaalde variabelen kunnen misschien wel collineair zijn met andere maar zijn vanuit beleidsstrategische ooghoek prioritair op te volgen (bv aandeel dood hout, verruiging, ...).

De analyse van collineariteit doen we aan de hand van enerzijds paarsgewijze correlaties en visuele voorstellingen van de relatie tussen twee indicatoren (puntenwolken) en anderzijds een principale componenten analyse (PCA). De puntenwolken en correlaties worden samen voorgesteld in één matrixplot voor alle paarsgewijze combinaties van indicatoren voor een bepaald habitattype. Om de interpretatie van mogelijke patronen tussen twee indicatoren te vereenvoudigen wordt bij elke puntenwolk een smoother toegevoegd. De tweede manier om collineariteit te detecteren (PCA) gaat een stap verder dan de paarsgewijze vergelijking en beschouwt alle indicatoren tegelijkertijd. Een PCA is een manier om een gegevensset die bestaat uit een groot aantal mogelijk collineaire variabelen (proefvlakgegevens voor meerdere indicatoren) te reduceren terwijl toch zoveel mogelijk van de variatie uit de volledige gegevensset behouden blijft. PCA doet dit door een nieuwe set van variabelen te berekenen (dit zijn de hoofdcomponenten of principale componenten), die niet gecorreleerd zijn, en geordend zijn zodat de eerste componenten het grootste deel van de variatie in de volledige dataset behouden (Jolliffe 2002). We gebruiken de techniek hier niet om met de principale componenten verder analyses te doen. Wel gebruiken we de techniek om een grafische verkenning te doen van collineariteit in de dataset. De twee eerste principale componenten gebruiken we als x- en y-assen om zo de positie van proefvlakken en indicatoren in deze gereduceerde ruimte te visualiseren. Het is vooral de relatieve positie van de indicatoren die van belang is. Indien indicatoren, die voorgesteld worden als pijlen met oorsprong het centrum ($x = 0$, $y = 0$) van het assenstelsel, bijna samenvallen of in het verlengde van elkaar liggen dan zijn ze sterk gecorreleerd en is er dus sprake van collineariteit. Voor deze analyse werd de indicator bedrijfstype niet meegenomen omdat hierbij problemen waren bij de inschatting te velde, bovendien is dit een klassevariabele waarvoor PCA minder geschikt is. De overige indicatoren werden gestandaardiseerd (zodat ze gemiddelde 0 en standaarddeviatie gelijk aan 1 hebben). Een robuuste versie van een PCA werd uitgevoerd (Rousseeuw & Van Driessen 1999), omdat de standaardversie van PCA gevoelig is aan outliers die een sterke invloed kunnen hebben op de uitkomst van een PCA (Jolliffe 2002).

Tot slot berekenden we per habitattype en per indicator het percentage ongunstige waarnemingen ten opzichte van het totaal aantal waarnemingen. Deze informatie wordt in tabelvorm gegeven. Eveneens werd het percentage berekend op niveau van de drie criteria (dus het aantal (on)gunstige beoordelingen van indicatoren die behoren tot één van de drie criteria ten opzichte van het totaal aantal beoordelingen in die groep).

6.2.2 Voorbeeldanalyse staat van instandhouding

6.2.2.1 One-out-all-out principe

Het one-out-all-out principe stelt dat een proefvlak in ongunstige staat van instandhouding is indien één van de indicatoren als ongunstig wordt ingeschat (dus de geobserveerde waarde ligt beneden of boven de grenswaarde voor respectievelijk een positieve of negatieve indicator). Indien dit berekend wordt voor alle proefvlakken van het habitattype, kunnen we met de resulterende gunstig/ongunstig klassificatie een schatting maken van de globale

proportie ongunstig en kunnen we testen of deze proportie significant verschillend is van 25% met behulp van een proportietest (binomiale test).

We hebben deze oefening eveneens herhaald per criterium (dus een aparte analyse voor de indicatoren die behoren tot de criteria "structuur", "vegetatie" en "verstoring").

6.2.2.2 Berekening van een biotische index

In plaats van de indicatoren onmiddellijk om te zetten naar binaire variabelen (gunstig / ongunstig), kunnen we ook opteren om zoveel mogelijk van de informatie die in de meestal continue meetvariabelen zit te behouden. Een alternatief is dan om de afstand te berekenen tussen de (berekende of direct geobserveerde/gemeten) indicatorwaarde en de grenswaarde uit de LSVI tabellen. Deze afstand kunnen we eenvoudig berekenen door het verschil te nemen tussen de indicatorwaarde en de grenswaarde. Voor negatieve indicatoren vermenigvuldigen we dit verschil met -1 om ze dezelfde zin te geven als positieve indicatoren (een positief verschil is dan in beide gevallen ook te beschouwen als een gunstige uitslag, en omgekeerd). Voor we deze verschillen berekenen merken we op dat de indicatoren vaak niet dezelfde range van waarden kunnen aannemen. Om de vergelijking tussen indicatoren mogelijk te maken, gaan we daarom eerst de indicatorwaarden en grenswaarden herschalen zodat ze een waarde tussen 0 en 1 aannemen. Voor indicatoren die uitgedrukt zijn als een percentage betekent dit dat de waarden worden gedeeld door 100. Voor indicatoren die een aantal weergeven waarop een maximum zit, herschalen we door te delen door de theoretisch maximale waarde (bv aantal vegetatielagen is maximaal gelijk aan 5, aantal groeiklassen is maximaal gelijk aan 7, bij aantal sleutelsoorten zetten we het maximaal gelijk aan twee maal het aantal dat in de LSVI tabellen wordt voorgesteld als grenswaarde). Deze laatste keuze is ingegeven door het feit dat in de praktijk in een proefvlak zeer uitzonderlijk of nooit meer dan het dubbel aantal vereiste sleutelsoorten zal voorkomen. De indicator "dik dood hout" werd getransformeerd naar een aanwezigheidsindicator. Indien we deze getransformeerde waarden y en y^* voor de grenswaarden noemen, hebben we:

$$d_{ijk} = (y_{ijk} - y_{ij}^*) \times \delta_i,$$

waarin δ_i de waarde -1 aanneemt voor negatieve indicatoren en +1 voor positieve indicatoren. Het verschil d_{ijk} geeft dan aan hoeveel de indicator i groter of kleiner is dan de op expert-judgement gebaseerde grenswaarden voor habitatype j in proefvlak k . De theoretische minimale en maximale waarden die deze verschillen kunnen aannemen zijn voor positieve indicatoren:

$$\min = -y^*,$$

$$\max = 1 - y^*$$

Voor negatieve indicatoren wordt dit:

$$\min = y^* - 1,$$

$$\max = y^*$$

Om nu te komen tot een index kunnen we deze verschillen uitmiddelen over alle indicatoren of enkel over de indicatoren die behoren tot een bepaald criterium. We gebruiken hiervoor een gewogen gemiddelde. De wegingen w_{ij} zijn omgekeerd evenredig met de breedte van de zone waar een gunstige uitspraak wordt gedaan. Immers, een indicator waar de gunstige

zone bijvoorbeeld van 0,1 (10%) tot 1 (100%) loopt, kunnen we interpreteren als een indicator die in referentiecondities een brede amplitude kent. Omgekeerd, een indicator die pas vanaf een hoge grenswaarde gunstig wordt kent een smalle amplitude. Door te wegen met het omgekeerde van deze breedte geven we meer gewicht aan indicatoren die dus specifiek zijn voor het habitatype. Men kan het ook anders formuleren. Stel dat we in een ongunstige toestand zitten (bv $d_{ijk} = 0,1$) voor een indicator waar er een brede zone is om in gunstige toestand te zitten (bv vanaf meer dan 0,2). In dat geval zal de indicator, bv door gepast beheer, gemakkelijker in de gunstige zone kunnen gebracht worden. Omgekeerd, stel dat we voor een andere indicator ook in ongunstige toestand zitten bij $d_{ijk} = 0,1$, maar pas gunstig scoren vanaf 0,8, dan zal het veel moeilijker zijn om in gunstige toestand te geraken. Die laatste indicator is dus in zekere zin kritischer om globaal in gunstige toestand te geraken. We geven dus meer gewicht aan indicatoren waar de weg tot herstel potentieel langer is. Uitgedrukt in een formule geeft dit:

$$D_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n w_{ij} d_{ijk}}{\sum_{i=1}^n w_{ij}}, \text{ met } n \text{ het aantal indicatoren.}$$

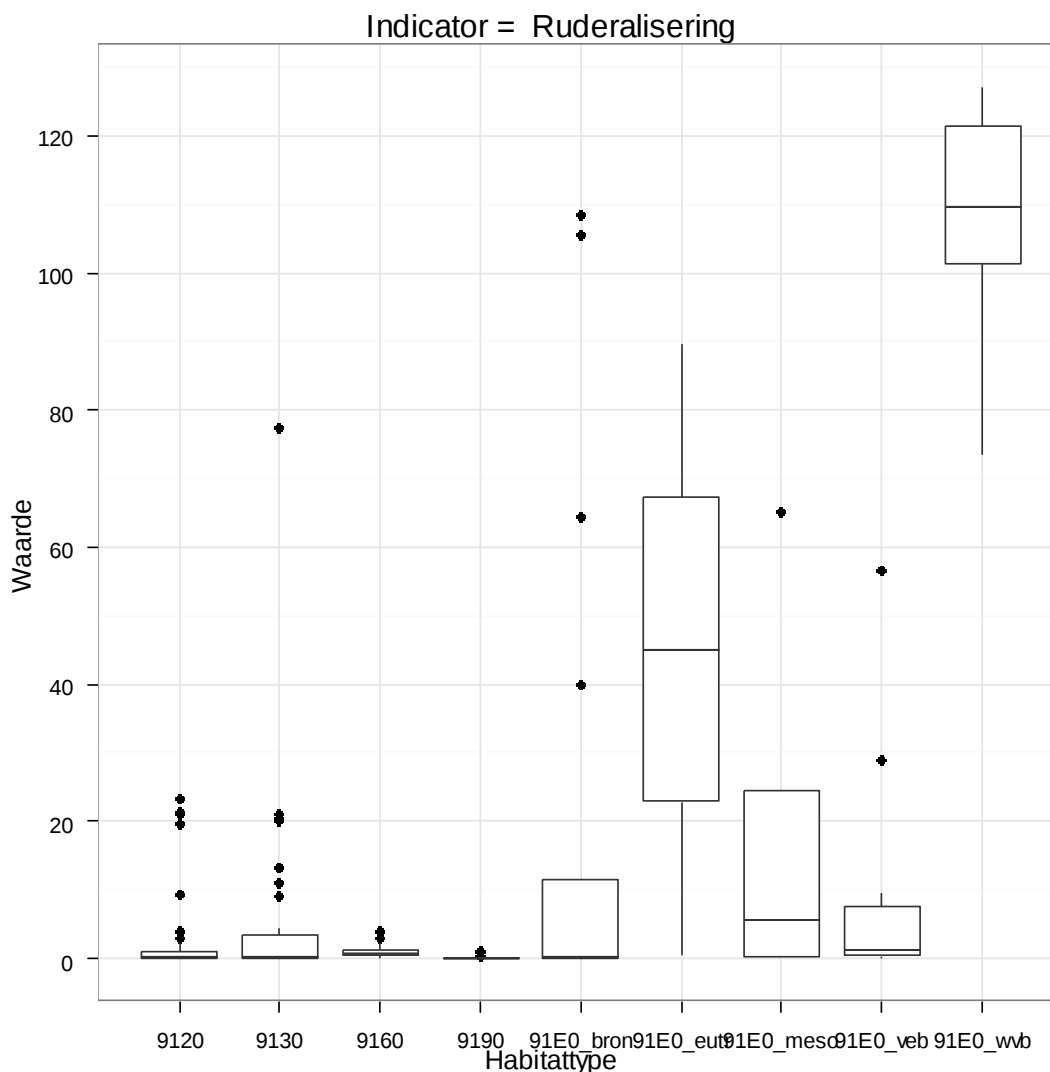
6.3 Samenvatting en discussie van de resultaten

6.3.1 Verkennde analyses

Een enkele indicator werd uit deze analyse weggelaten. Het gaat om “bosconstantie” en “oppervlakte” bij boshabitatypes. Deze indicatoren dienen apart afgeleid te worden op basis van GIS analyses. Ook habitatype 7220 (kalktufbronnen) werd niet besproken omdat dit qua veldprotocol sterk afwijkt van de andere habitatypes. Bovendien gaat het om een zeer beperkt aantal puntlokaties. Voor de volledigheid geven we hier wel de percentages proefvlakken ongunstig voor habitatype 7220 ($n = 5$). Voor oppervlakte vlek en oppervlakte gebied was 0% ongunstig. “Bedekking van de sleutelsoorten” en “aantal sleutelsoorten” bleken de minst gunstige indicatoren met respectievelijk 40% en 100% ongunstig. De andere indicatoren (“aard van de kalkafzetting”, “moslaag”, “dynamiek”, “structuurschade” en “eutrofiëring”) scoorden voor één proefvlak ongunstig.

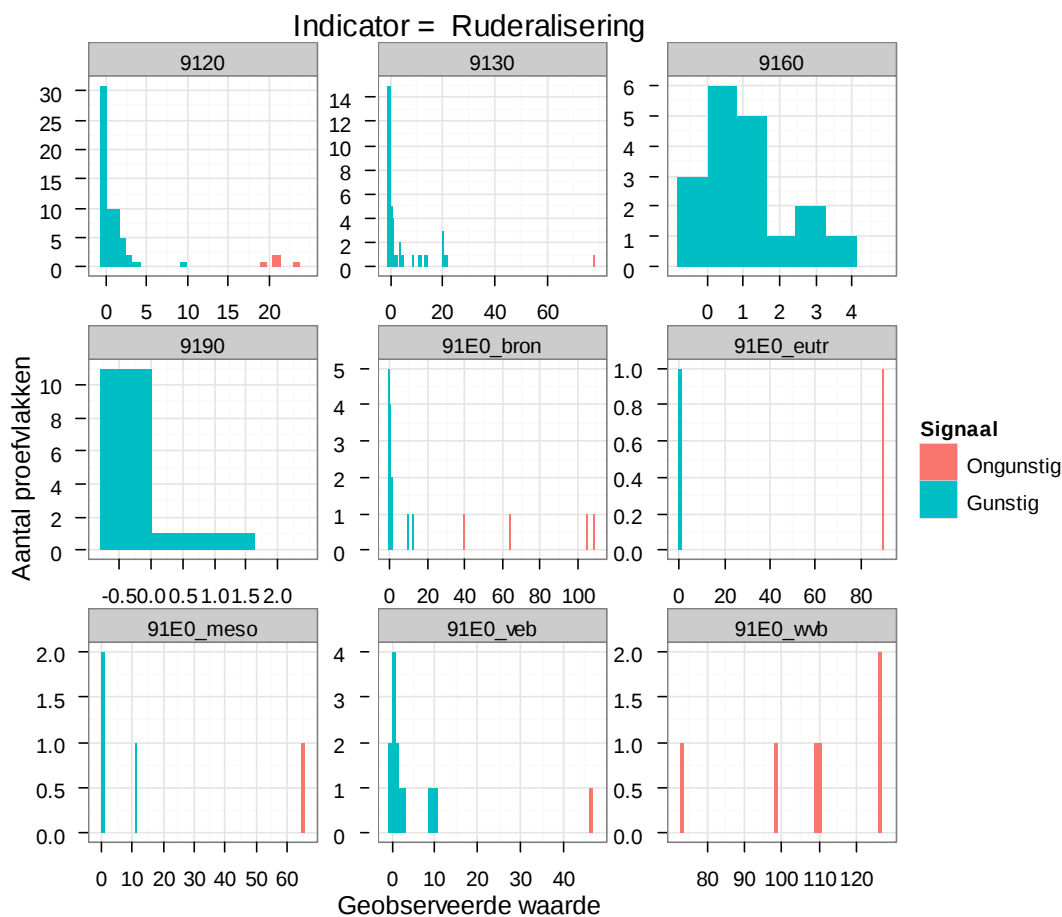
6.3.1.1 Verdeling van de indicatoren

We starten de verkennende analyse met een voorbeeld van hoe één van de indicatoren varieert per habitatype. We doen dit aan de hand van boxplots en histogrammen. In de digitale bijlagen vindt men deze figuren voor de overige indicatoren. Voor de indicator “ruderalisering”, die voor negen habitat(sub)types berekend werd, zien we in Figuur 16 dat er een behoorlijk grote variatie is tussen de habitatypes. Verschillende waarden zijn “statistische” outliers in de figuur, maar nergens zijn deze waarden verdacht. Dit zijn bijvoorbeeld meestal proefvlakken met een hoge bedekking van grote brandnetel en/of kleeftkruid. De som van de bedekkingen van soorten indicatief voor ruderalisering kan inderdaad boven de 100% gaan, zoals eerder besproken. Dit is de enige indicator waar dit geobserveerd werd.



Figuur 16 Boxplots van de indicator "ruderalisering" voor elk habitat(sub)type waarvan dit een indicator is. De uiteinden van de boxen komen overeen met het 0.25 en 0.75 kwartiel (50% van de waarden liggen hiertussen). De horizontale lijn in de box geeft de mediaan (50% van de waarden liggen boven en 50% onder de mediaan). De uiteinden van de verticale lijnen die de boxen verlengen komen overeen met 1,5 maal de interkwartielafstand of met de positie van de hoogste of laagste waarde. Waarden voorbij deze verticale lijnen worden weergegeven als een punt en zijn "statistische" outliers.

De histogrammen voor ruderalisering (Figuur 17) geven met een kleur ook weer welke waarden groter zijn dan, of kleiner zijn dan de grenswaarde (gunstig of ongunstig afhankelijk of het een negatieve of positieve indicator is). De verdelingen geven aan dat in de meeste proefvlakken ruderalisering geen probleem is (lage bedekking), maar sommige proefvlakken en habitatsubtype wilgenbossen (hier aangeduid als 91E0 wvb) zijn wel geruderaliseerd.



Figuur 17 Histogrammen van de indicator "ruderalisering" per habitat(sub)type. De hoogte van de staafjes geeft het aantal proefvlakken met geobserveerde waarden over de range van waarden die aangegeven wordt door de breedte van de staafjes.

Voor geen enkele van de overige indicatoren (zie digitale bijlagen) werden hoge of lage waarden geobserveerd waarvoor geen verklaring kon gevonden worden.

6.3.1.2 Collineariteit

Twee of meerdere indicatoren kunnen in combinatie met elkaar een verband vertonen, waardoor ze min of meer dezelfde informatie vertellen. We bespreken hier de resultaten voor collineariteit van de indicatoren van habitattype 9120.

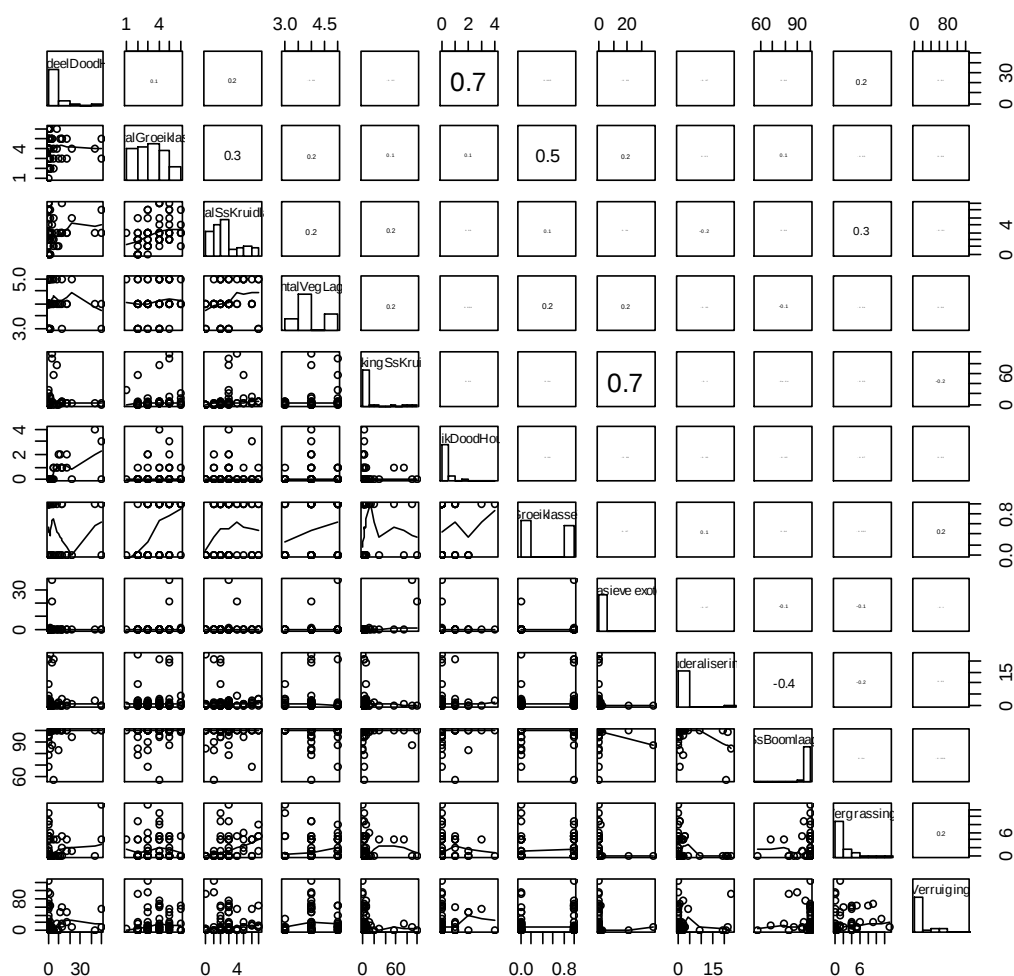
De matrixplot (Figuur 18) toont enerzijds de Pearson correlatiecoëfficiënten en anderzijds de scatterplots met smoother. Pearson correlatiecoëfficiënten geven aan of er een lineair verband is tussen twee indicatoren. Een vuistregel is dat, wanneer deze waarde groter is dan 0.7, er mogelijk collineariteit is. De smoothers helpen anderzijds om eventuele niet lineaire verbanden te ontdekken. Toegepast op de matrixplot voor habitattype 9120 besluiten we dat twee paarsgewijze combinaties een correlatiecoëfficiënt van 0.7 hebben. Het gaat om het verband tussen aandeel dood hout en dik dood hout, en bedekking van de sleutelsoorten in de kruidlaag en bedekking van de invasieve soorten. Verdere inspectie van de scatterplots van deze paarsgewijze combinaties leert ons dat in het eerste geval er inderdaad een

verband lijkt te zijn, maar in het tweede geval is er sprake van twee waarnemingen die een disproportioneel effect hebben op de correlatiecoëfficiënt (men spreekt dan van *influential observations*). Een voorlopige conclusie hieruit is dat de beide indicatoren voor dood hout te meten gedeeltelijk hetzelfde zeggen. Ook voor habitattypes 9130, 9160 en 91E0_bron kwam dit patroon er uit. Op basis van deze gedeeltelijke gegevensset hebben we dus al een aanwijzing dat de manier waarop dood hout wordt opgevolgd voor verbetering vatbaar is.

Bij verschillende van de 91E0 habitatsubtypes (bron, wvb, veb) (zie digitale bijlagen) was er eveneens een opvallende correlatie tussen ruderalisering en verruiging. Dit was het gevolg van een soort die zowel tot de lijst van indicatorsoorten voor ruderalisering behoorde als tot de lijst voor verruiging. Het ging meerbepaald om kleeftkruid.

Wat betreft de verbanden die de smoothers aangeven valt enkel nog het evidente verband op tussen het aantal groeiklassen en de aanwezigheid van groeiklasse 7.

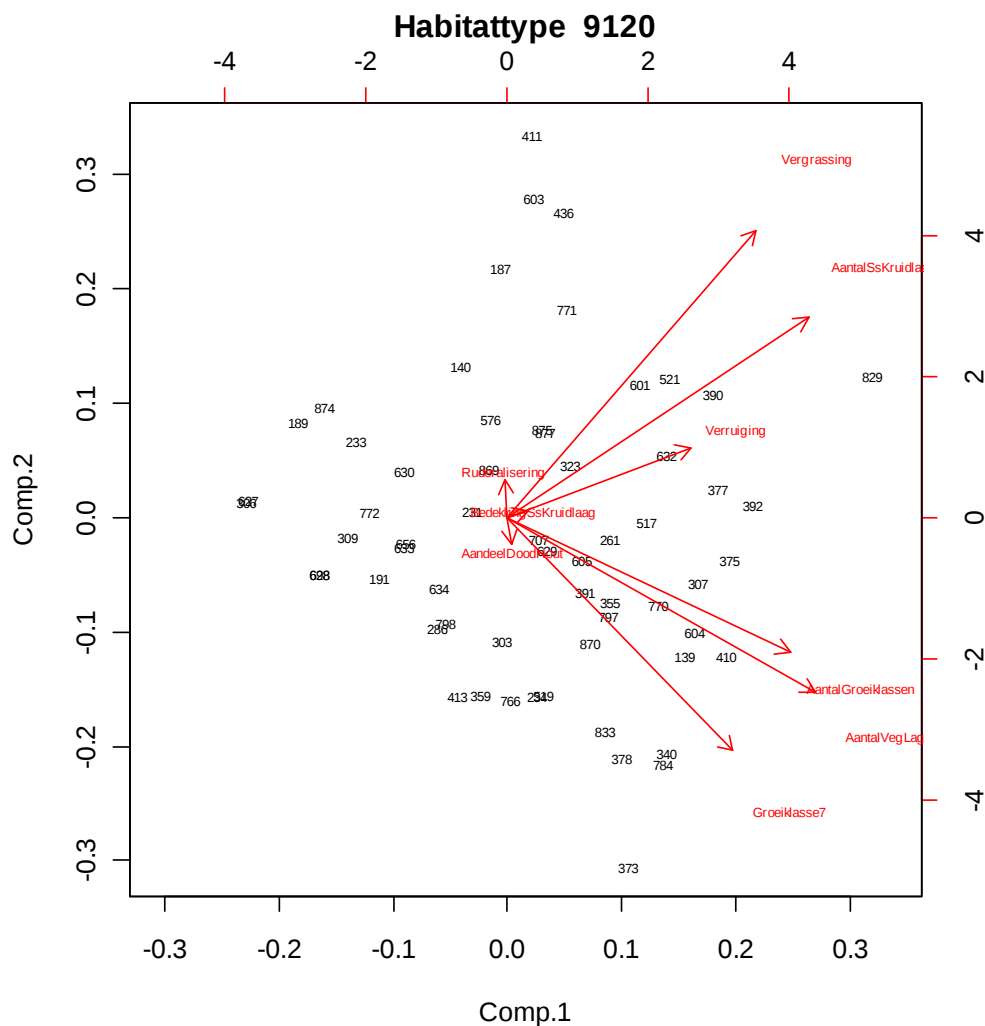
Tot slot merken we nog op dat deze matrixplots te beschouwen zijn als een eerste *quick and dirty* scan van de gegevens naar collineariteit. Volgende stappen zouden kunnen zijn dat we bepaalde indicatoren met een links-scheve verdeling gaan transformeren (bv logit transformatie voor proporties of vierkantsworteltransformatie of log-transformatie), zodat mogelijke (niet-lineaire) verbanden duidelijker worden bij de getransformeerde indicatoren. Voor de uiteindelijke voorbeeldanalyses (zie 6.3.2), maakt dit echter weinig uit. Het one-out-all-out principe maakt immers gebruik van een transformatie naar een 0/1 variabele (ongunstig/gunstig) door middel van vergelijking met de grenswaarden. Bovendien zullen we zien dat bij de alternatieve wijze van voorbeeldanalyse, waar een biotische index wordt berekend, door het uitmiddelen van de indicatoren de verdeling van de biotische index beter de normale verdeling benadert (zonder dat de indicatoren getransformeerd werden).

Habitattype 9120

Figuur 18 Matrixplot waarin de paarsgewijze combinaties van indicatoren getoond worden. De onderste driehoek geeft puntenwolken met een smoother, die helpt om te ontdekken of er een verband tussen de variabelen is. De bovenste driehoek geeft de Pearson correlatiecoëfficiënten, waarbij de sterkte van de correlatie ook gereflecteerd wordt door de cijfergrootte. In de diagonaal kan men de naam van de indicator aflezen en geeft een boxplot de verdeling weer.

Collineariteit hoeft niet beperkt te zijn tot twee indicatoren onderling. Het kan best zijn dat drie onderling zwak gecorreleerde indicatoren, toch sterk collineair zijn (Kutner et al. 2005). De robuuste PCA analyse beschouwt de correlaties tussen alle indicatoren. Het algoritme dat gebruikt wordt om de robuuste PCA uit te voeren sluit echter bepaalde indicatoren a priori uit van de analyse. Zo worden indicatoren waarvan de interkwartielafstand gelijk is aan nul uitgesloten van de analyse. Dit was bijvoorbeeld het geval voor de indicator “dik dood hout” in habitatype 9120. De resultaten van de robuuste PCA voor habitatype 9120 worden gegeven in Figuur 19. Hieruit blijkt eveneens dat aantal groeiklassen en de aanwezigheid van groeiklasse 7 waarschijnlijk positief gecorreleerd zijn (we kunnen dit niet met 100% zekerheid zeggen omdat de twee eerste principale componenten 54% van de totale variatie verklaren). De eerste principale as contrasteert blijkbaar voornamelijk die proefvlakken waar

groeiklasse 7 aanwezig en/of met een hoger aantal groeiklassen versus de proefvlakken waar dit niet zo is. De tweede principale as maakt vooral een onderscheid tussen proefvlakken die meer vergrast zijn en/of een lager aantal vegetatielagen hebben versus de proefvlakken waar dit niet zo is. Bovendien lijkt vergrassing en aantal vegetatielagen (onderling negatief gecorreleerd) relatief ongecorreleerd met het aantal groeiklassen/ de aanwezigheid van groeiklasse 7. De overige indicatoren hebben eerder een zwak onderscheidend vermogen op deze twee eerste principale assen. Het kan zijn dat deze sterker tot uiting komen op de derde of volgende assen, maar voor de eenvoud bespreken we hier enkel de eerste twee assen, die het grootste deel van de variatie verklaren in de data (dit betekent geenszins dat de indicatoren die sterker gecorreleerd zijn met andere principale componenten minder belangrijk zouden zijn voor de beoordeling van het habitat).



Figuur 19 Robuuste principale componenten analyse (PCA). Biplot voor de eerste twee hoofdcomponenten van de PCA analyse van indicatoren voor habitattypen 9120. Indicatoren waarvan de interkwartielafstand gelijk is aan nul werden uitgesloten van de analyse. Indien twee pijlen een hoek van 90° hebben zijn ze ongecorreleerd. Lijnen die in dezelfde richting wijzen zijn positief gecorreleerd. Pijlen die in tegenovergestelde richting wijzen zijn negatief gecorreleerd. Rode pijlen geven de sterkte en richting van

correlatie tussen de indicator en de hoofdcomponenten. De nummers geven de positie weer van de proefvlakken. De twee assen verklaren samen 54% van de totale variatie.

6.3.1.3 Percentage ongunstig

Vergelijking van een geobserveerde waarde voor een indicator met de grenswaarde, die hiervoor wordt voorgesteld in de LSVI tabellen, resulteert in een uitspraak ongunstig/gunstig per proefvlak en per indicator. Het percentage proefvlakken per habitatype en per indicator waarvoor de uitspraak ongunstig is, is weergegeven in Tabel 12.

Nemen we terug habitatype 9120 als voorbeeld, dan zien we dat voor de indicatoren die behoren tot het criterium "structuur", ongeveer driekwart van de proefvlakken te laag scoren voor de indicatoren in verband met dood hout. Ongeveer in de helft van de proefvlakken is groeiklasse 7 aanwezig en bovendien is het aantal groeiklassen in ongeveer 80% van de gevallen voldoende. In alle proefvlakken bleek het vereiste minimaal aantal vegetatielagen aanwezig. Deze observaties zijn vrij gelijklopend voor de andere boshabitatypes (waar er voldoende proefvlakken zijn om een redelijk betrouwbare schatting van het percentage te bekomen).

Voor het criterium vegetatie is het percentage niet rooskleurig voor twee van de drie indicatoren voor habitatype 9120. Het vereiste minimaal grondvlakaandeel van sleutelsoorten in de boomlaag bleek nagenoeg nergens een probleem. De kruidlaag daarentegen scoort slecht. Zowel naar aantal sleutelsoorten als naar bedekking van deze sleutelsoorten. Dit is weerom vrij gelijklopend voor de overige habitatypes, met uitzondering van een aantal subtypes van 91E0 waar de boomlaag duidelijk uit een te laag grondvlakaandeel van sleutelsoorten bestaat (eutr, meso, veb).

Voor het criterium verstoring, blijken de individuele indicatoren van habitatype 9120 vrij goed te zitten met overall minder dan 10% van de proefvlakken die ongunstig scoren. Dit ligt anders bij de andere boshabitatypes waar vooral het percentage proefvlakken met aanwezigheid van invasieve exoten hoog kan zijn (tot 79% voor subtype 91E0_vyb). Eveneens is ruderalisering en verruiging problematisch in 91E0_wvb en 91E0_eutr (maar te wijten aan dezelfde indicatorsoort: kleeftuif).

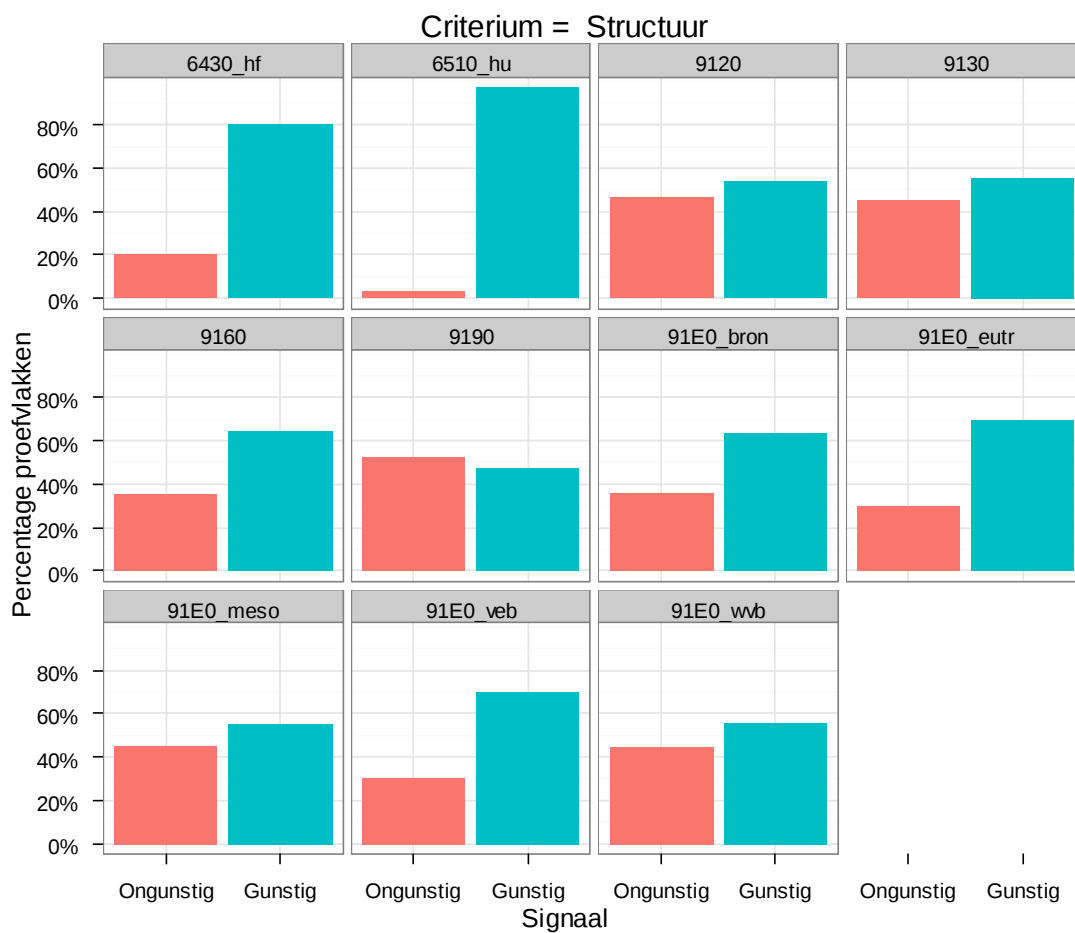
De resultaten voor de beide graslandtypes (6430 en 6510) zijn gebaseerd op slechts een beperkt aantal proefvlakken. Niettemin, blijkt hier ook dat vooral de indicatoren van het criterium vegetatie slecht scoren. In de meeste proefvlakken zijn te weinig sleutelsoorten en met een te lage bedekking. Voor habitatype 6510 komt verbossing naar voren in een kleine helft van de proefvlakken als een mogelijk problematische verstoring. Wat betreft het criterium structuur, geldt voor habitatype 6430 dat de bedekking van grassen voor één proefvlak ongunstig scoorde (van $n = 5$; opm.: grassen is gedefinieerd als een negatieve indicator). Voor habitatype 6510, blijkt in geen enkel van de proefvlakken een te hoge bedekking van hoge grassen (een negatieve indicator) te zijn, noch een te lage bedekking van middelhoge grassen (een positieve indicator). Slechts één proefvlak bleek gedomineerd te zijn door een soort die meer dan 50% bedekte (dominantie is eveneens een negatieve indicator).

Criterium	Indicator	6430_hf (n = 5)	6510_hu (n = 9)	9120 (n = 64)	9130 (n = 36)	9160 (n = 18)	9190 (n = 13)	91E0_bron (n = 17)	91E0_eutr (n = 2)	91E0_meso (n = 4)	91E0_veb (n = 14)	91E0_wvb (n = 6)
Structuur	AandeelDoodHout			75%	75%	61%	92%	59%	0%	75%	42%	83%
	AantalGroeiklassen			22%	11%	0%	15%	0%	0%	0%	7%	33%
	AantalVegLagen			0%	0%	0%	0%	6%	0%	0%	0%	
	Bosconstantie			NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	DikDoodHout			79%	94%	83%	77%	71%	50%	75%	57%	100%
	Dominantie	11%										
	Grassen	20%										
	Groeiklasse5											0%
	Groeiklasse6											17%
	Groeiklasse7			53%	56%	33%	77%	47%	100%	75%	43%	33%
	HogeGrassen	0%										
	MiddelHogeGrassen	0%										
	Oppervlakte			NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Vegetatie	AantalSs	80%	100%									
	AantalSsKruidlaag			100%	64%	83%	100%	35%	100%	75%	100%	100%
	BedekkingSs	80%	100%									
	BedekkingSsKruidlaag			94%	97%	100%	100%	100%	100%	75%	100%	100%
	SsBoomlaag			3%	6%	6%	38%	0%	100%	100%	100%	0%
Verstoring	Invasieve exoten	20%	9%	19%	22%	77%	0%	50%	25%	79%	17%	
	Ruderalisering		6%	3%	0%	0%	24%	50%	25%	7%	100%	
	Strooisel	0%										
	Verbost	44%										
	Vergrassing		0%			0%						
	Verruiging	20%	11%	6%	3%	0%	8%	24%	50%	25%	7%	100%

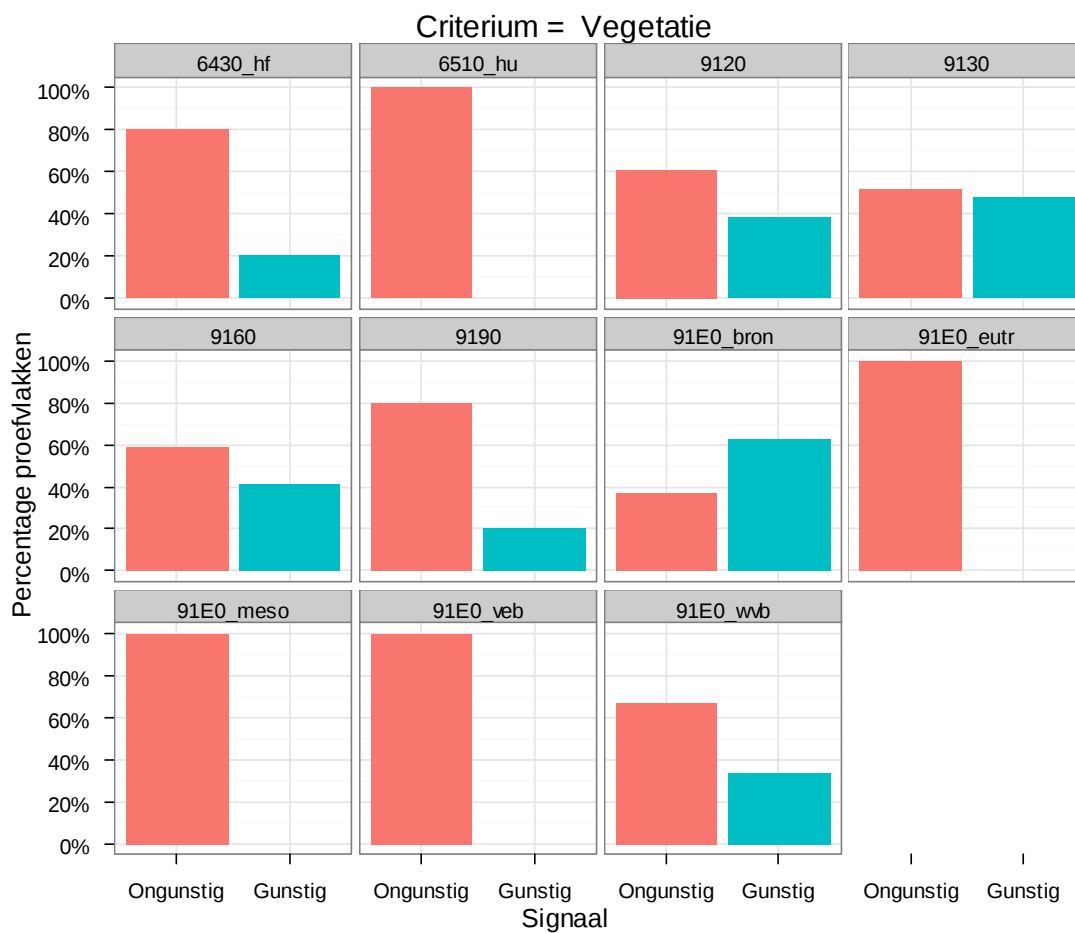
Tabel 12 Overzicht van de percentages proefvlakken per indicator en per habitat(sub)type waar de beoordeling ten opzichte van de grenswaarde in de ongunstige zone zit. Het totaal aantal proefvlakken per habitat(sub)type is eveneens aangegeven (n = ...).

In Figuur 20, Figuur 21 en Figuur 22 worden de gemiddelde percentages proefvlakken geklassificeerd als ongunstig en gunstig gegeven per habitattypen, voor respectievelijk de indicatoren die behoren tot de criteria structuur, vegetatie en verstoring. Deze geaggregeerde informatie kan ook rechtstreeks uit Tabel 12 afgeleid worden, maar ze wordt hier grafisch weergegeven voor latere vergelijking met dezelfde figuren maar dan opgesteld volgens het one-out-all-out principe.

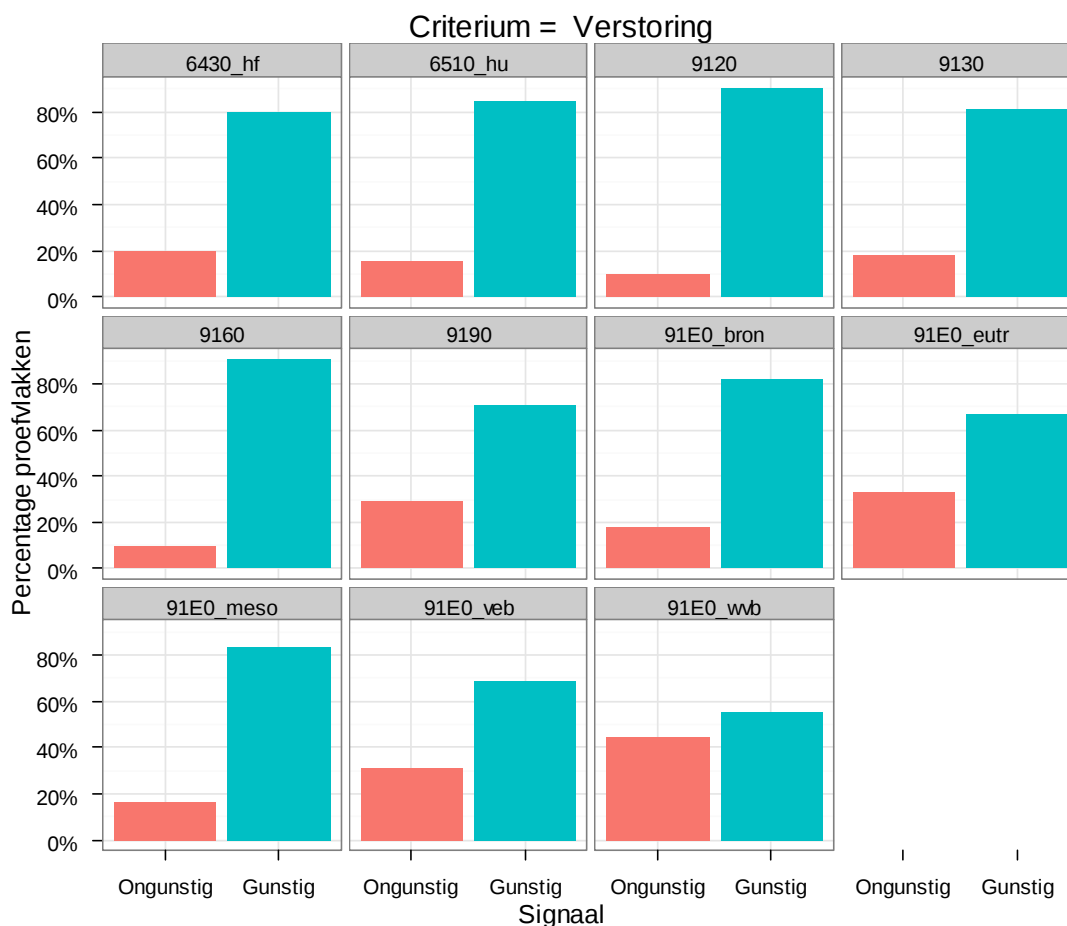
Kijken we naar de globale patronen en niet naar specifieke habitattypes, dan zien we duidelijk dat het gemiddelde percentage proefvlakken ongunstig het hoogst is voor het criterium vegetatie, gevolgd door structuur en tot slot verstoring. Er zijn echter wel afwijkingen van dit patroon voor specifieke habitattypes (bv verstoring en vegetatie scoren ongeveer even slecht voor 91E0_wvb).



Figuur 20 Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium structuur.



Figuur 21 Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium vegetatie.



Figuur 22 Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium verstoring.

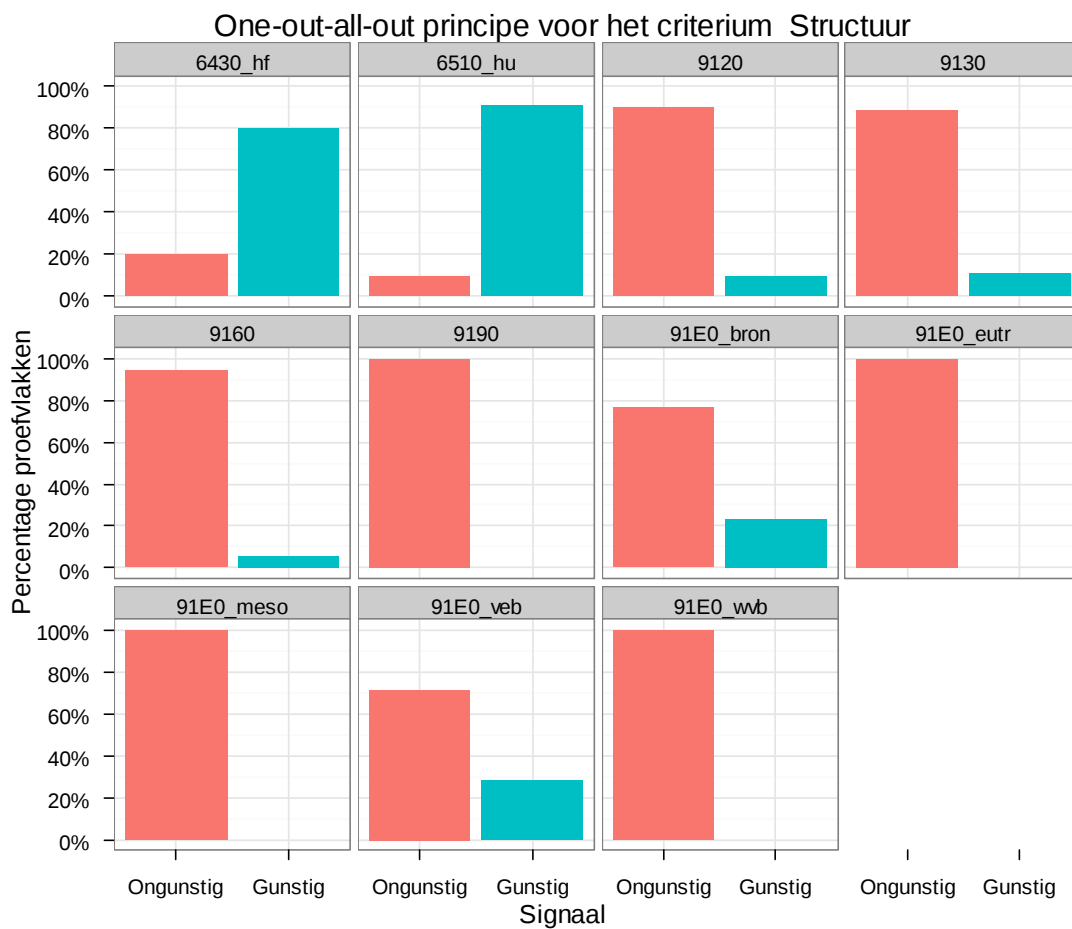
6.3.2 Voorbeeldanalyse staat van instandhouding

6.3.2.1 One-out-all-out principe

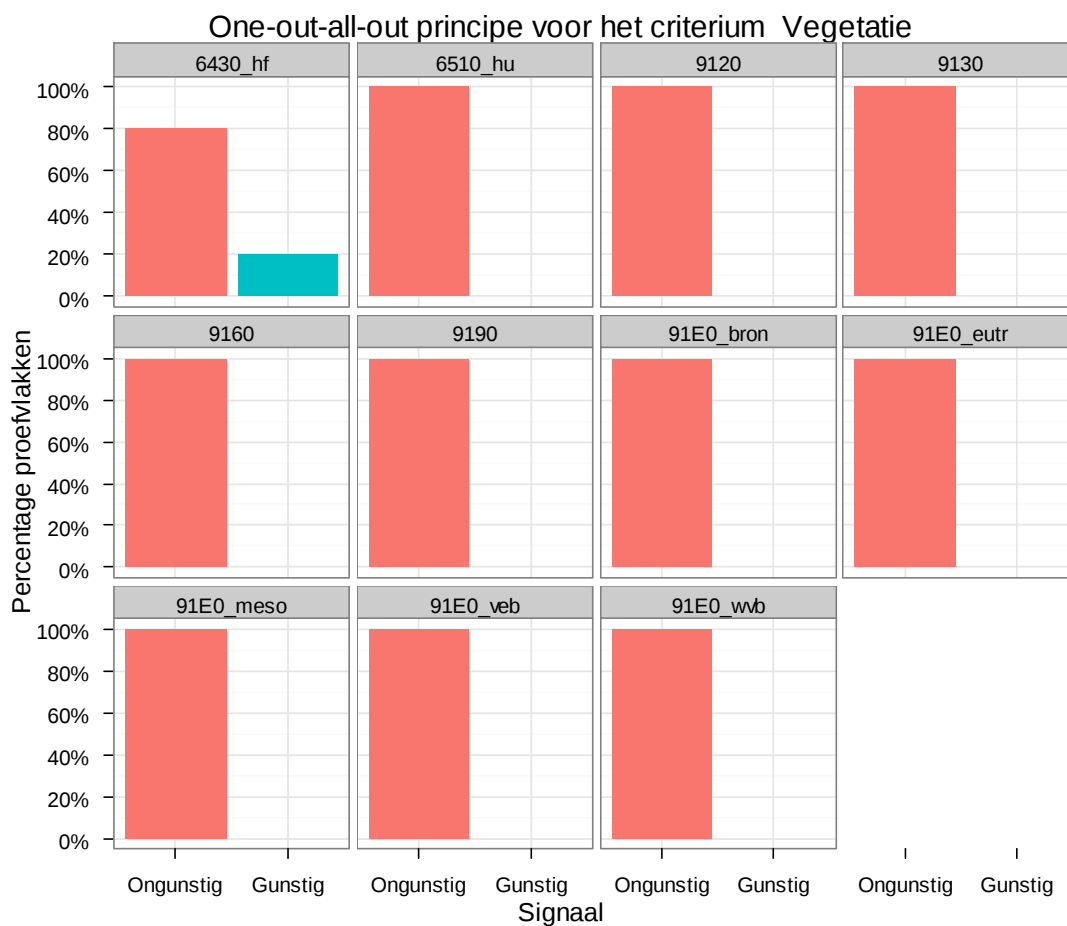
Toegepast op alle indicatoren tegelijk, is volgens het one-out-all-out principe elk proefvlak geklassificeerd als ongunstig. M.a.w. voor elk proefvlak is er minstens één indicator geklassificeerd als ongunstig. Uiteraard is dit principe, wanneer het blindelings wordt toegepast, niet verdedigbaar vanuit het oogpunt dat een index voor of beoordeling van de staat van instandhouding van een habitatype een voldoende hoge informatie-inhoud zou moeten hebben en moet in staat zijn om veranderingen (verbetering of verslechtering) op te pikken.

We kunnen hetzelfde principe ook toepassen op de indicatoren die behoren tot hetzelfde criterium. Op deze manier vermijden we dat indicatoren van verschillende criteria, die vanuit ecologisch standpunt verschillende dimensies bekijken van een habitat, op een hoop worden gegooid. De resultaten hiervan zijn gegeven in Figuur 23, Figuur 24 en Figuur 25. Vergelijken we deze resultaten met de voorgaande figuren waarin het gemiddeld percentage ongunstig/gunstig geklassificeerde proefvlakken werd getoond, dan is het hier ook duidelijk

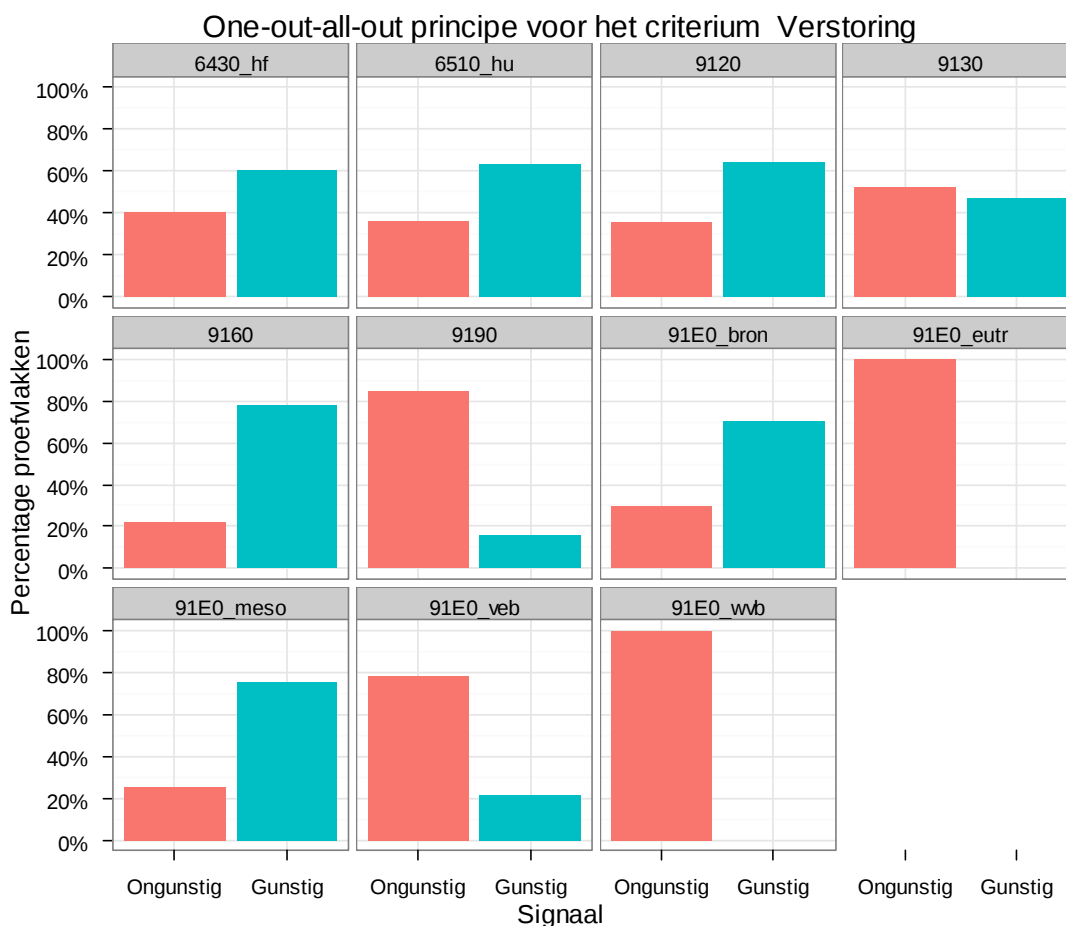
dat de klassificatie ongunstig sterk wordt opgeblazen. Dit is zeker het geval wanneer er veel indicatoren beoordeeld moeten worden, want dan is de kans groot dat er minstens één ongunstig is.



Figuur 23 Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-out-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium structuur.



Figuur 24 Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-out-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium vegetatie.



Figuur 25 Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-out-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium verstoring.

6.3.2.2 Biotische index

Een biotische index zoals we die hier gedefinieerd hebben is in werkelijkheid slechts een deel van de oplossing om te komen tot een goed model om een biotische integriteitsindex op te stellen die wetenschappelijk onderbouwd is en gemakkelijk en juist te interpreteren output genereert voor beleidsmakers (zie ook 7.3). Het principe van een model voor de berekening en constructie van een biotische index is gebaseerd op de zogenaamde "reference condition approach" (RCA) (Quataert 2011). Vertaald naar de beoordeling van de staat van instandhouding van habitattypes, houdt deze aanpak in dat voor elk habitatype referentiecondities gekend zijn voor de soorten die deel uitmaken van de gemeenschap van het habitatype. Een index wordt niet berekend op basis van de soorten op zich, maar op basis van kenmerken van de soorten (bv een soort is een indicator voor verzuivering) of van de gemeenschap (bv aantal sleutelsoorten). Elk van deze indicatoren (ook wel metrieken genoemd) moeten vervolgens geformuleerd worden als een afstand tot de referentiecondities. Hier hebben we dit gedaan door de expert-gebaseerde grenswaarden uit de LSVI tabellen te gebruiken als referentie (nadat elke indicator herschaald werd tussen 0 en 1, berekenden we het verschil met de grenswaarde). Deze afstandsmaten worden vervolgens samengevat in een ecologische kwaliteitsmaat (bv zoals we hier gedaan hebben

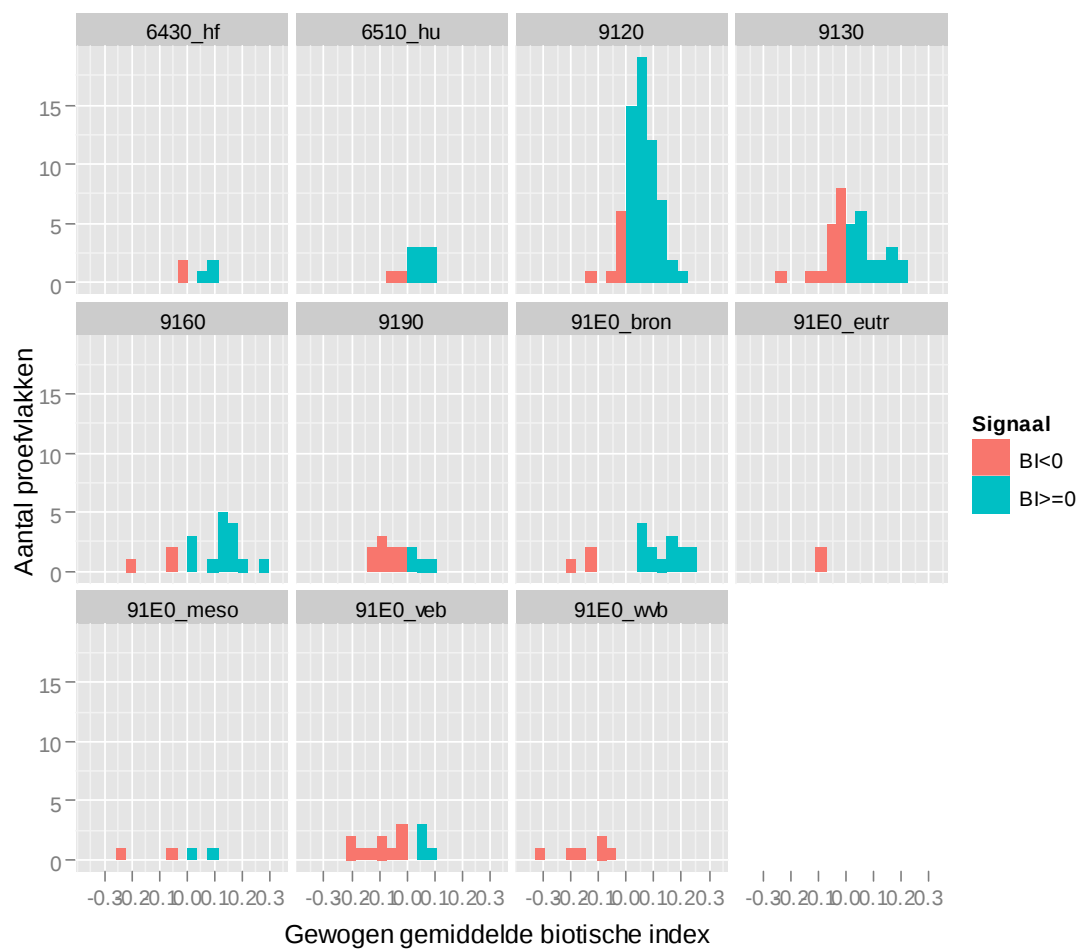
door een gewogen gemiddelde te berekenen). Deze ecologische kwaliteitsmaat is de testvariabele waarmee uiteindelijk zal besloten worden of het habitatype in gunstige of ongunstige toestand is (binaire klassificatie). Hiervoor is in het ideale geval een calibratie en validatie nodig van de ecologische kwaliteitsmaat met onafhankelijke gegevens van de proefvlakken die aangeven of de toestand gunstig of ongunstig is (uiteraard kan dit ook een ordinale klassificatie zijn, zoals bijvoorbeeld voor de kaderrichtlijn water gehanteerd wordt). Deze informatie hebben we echter niet. Bovendien zijn deze onafhankelijke gegevens nodig voor een gradiënt van een zeer gedegradeerde toestand tot een toestand waar menselijke impact minimaal is (dit is steeds relatief ten opzichte van wat men beschouwt als referentiecondities).

De ecologische kwaliteitsmaat (hier berekent als een gewogen gemiddelde van verschillen tussen geobserveerde waarden van indicatoren en hun grenswaarde uit de LSVI tabellen – na herschaling tussen 0 en 1) vergelijken we hier met het one-out-all-out principe.

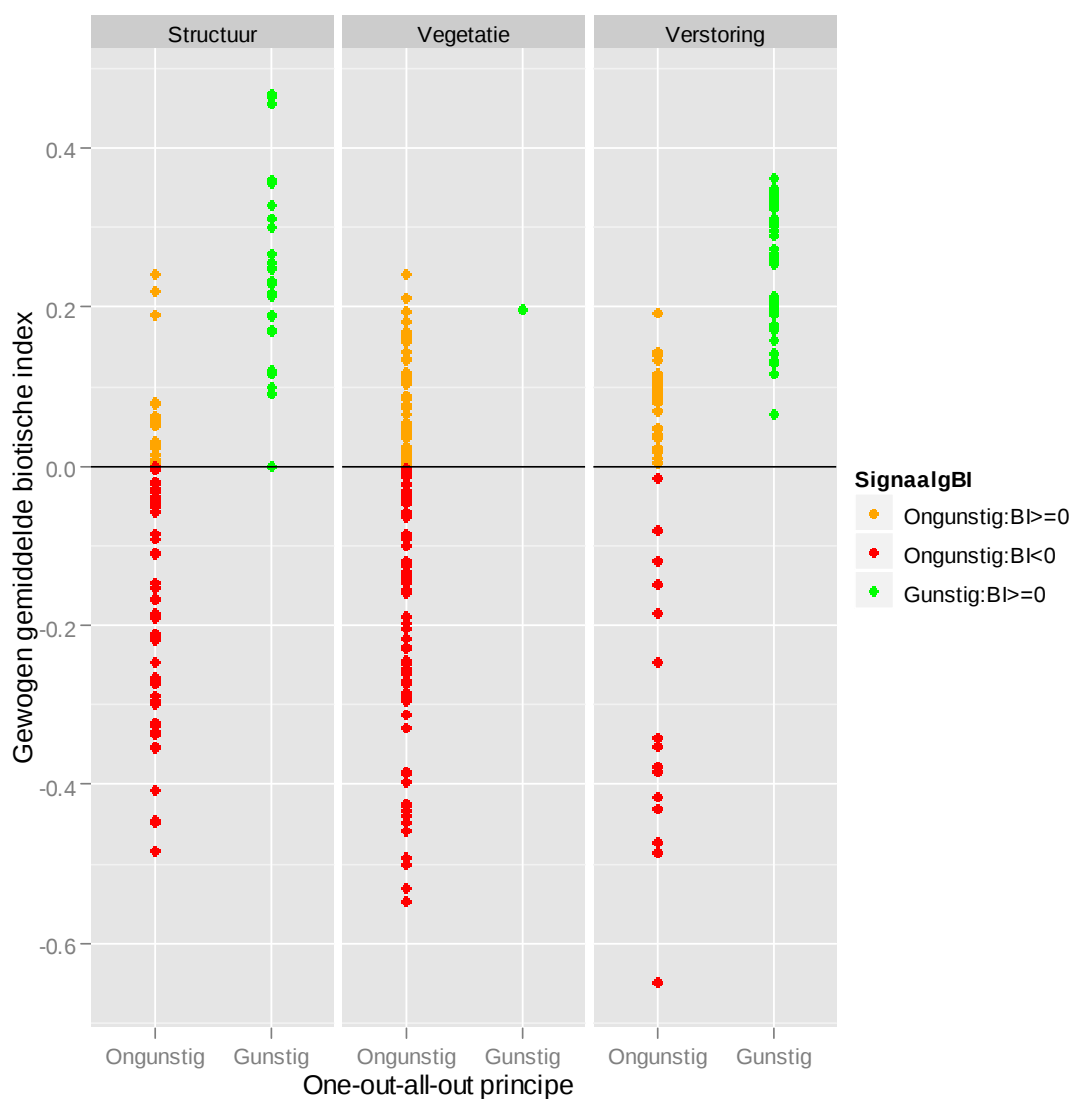
Figuur 26 geeft de resultaten voor de berekening van de index voor alle indicatoren. Indien het one-out-all-out principe berekend werd op alle indicatoren, werden alle proefvlakken als ongunstig bestempeld. Waar het one-out-all-out principe hier duidelijk faalt in de context van monitoring, daar laat de index duidelijk meer differentiatie toe en is deze beter geschikt voor interpretatie van de veldwerkgegevens van dit meetnet. Bovendien heeft de statistische distributie van de index betere eigenschappen dan deze van individuele indicatoren.

Figuur 27 maakt duidelijk dat de biotische index meer differentieert tussen proefvlakken in termen van de ecologische kwaliteit. Waar het one-out-all-out principe een proefvlak klassificeert als gunstig, is de index altijd groter dan 0. In het andere geval, kan de index echter zowel kleiner als groter dan nul zijn. Indien een indicator ongunstig is (een negatieve verschilwaarde heeft), kan dit immers gecompenseerd worden door andere indicatoren die wel positief scoren. Bovendien zal een index veel gevoeliger zijn om verandering te detecteren.

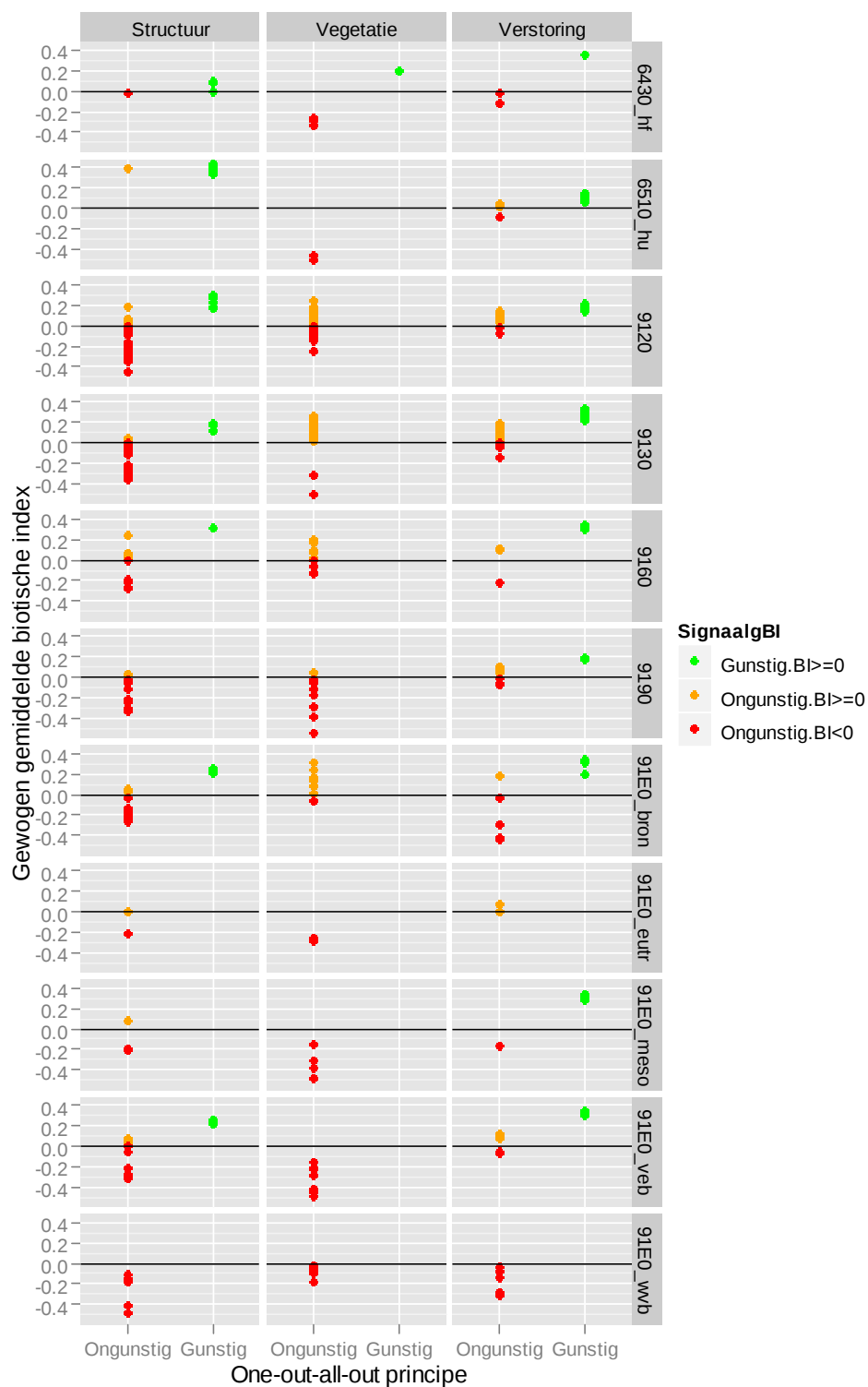
Figuur 28 toont dezelfde informatie maar nu uitgesplitst per habitat(sub)type. Grosso modo zien we dezelfde patronen, zeker voor die habitatypes waar er (per criterium) meerdere indicatoren in het spel zijn.



Figuur 26 Histogrammen van de biotische index berekend op alle indicatoren (zonder uitsplitsing naar subsets volgens criterium).



Figuur 27 Vergelijking van de biotische index met het resultaat van het one-out-all-out principe. Beide werden berekend op basis van de subsets van indicatoren bepaald door het criterium waartoe ze behoren. Elk punt in de grafiek is een proefvlak.



Figuur 28 Vergelijking van de biotische index met het resultaat van het one-out-all-out principe. Beide werden berekend op basis van de subsets van indicatoren bepaald door het criterium waartoe ze behoren. De informatie is opgesplitst per habitat(sub)type.

7 Audit van het meetnet en aanbevelingen

7.1 Evaluatie van het veldwerk

7.1.1 Haalbaarheid van het veldwerk

Uit de gegevens van de tijdsregistratie leren we dat een proefvlak inventariseren gemiddeld 72 minuten duurt, maar dat daar een grote spreiding op zit (tussen 33 min en 132 min) (Tabel 13). Het grootste aandeel van de tijd gaat hierbij naar het maken van de vegetatieopname. Voor een gedetailleerd overzicht van de tijdsregistratie verwijzen we naar de digitale bijlagen.

Een groot aandeel van de tijd van het veldwerk gaat echter ook naar andere aspecten die niet vervat zitten in de tijdsregistratiegegevens. Het gaat hier dan specifiek over de tijd besteed aan het controleren van en zoeken naar geschikte reserveproefvlakken. Ook gaat een deel van de tijd van het veldwerk naar opleiding te velde.

Voor het veldwerk werd nog niet gebruik gemaakt van een veldcomputer. Dit zou enerzijds wel gunstig zijn om fouten bij invoer te vermijden, anderzijds zou het wat betreft logistiek een grote meerinspanning vereisen, zeker indien het veldwerk slechts door één persoon uitgevoerd wordt. De hoeveelheid materiaal die nu al diende meegenomen te worden bleek immers al aan de limiet te zitten van wat haalbaar is. Het werken met veldformulieren is in dat opzicht eenvoudiger. Bovendien is het onduidelijk in hoeverre het gebruik van een veldcomputer tijdsbesparend zou zijn.

Om een gemiddelde te plakken op aantal proefvlakken dat per mandag kan gedaan worden, mag men uitgaan van 3,5 proefvlakken per mandag (dit zijn dan bruikbare proefvlakken, dus waarvan gegevens verzameld kunnen worden). Dit is zonder de invoer van gegevens in de databank gerekend en ervan uitgaand dat er reservepunten moeten gezocht worden.

Actie	min	gem	max
Navigeren naar punt	3 min	?	?
Vinden paal bosinventaris	2 min	?	30 min
Markeren (fenopaal inkloppen + afbakening vierkant en cirkel)	6 min	15 min	35 min
Markeren - lokaliseren (markering getuige bomen, metingen, schema en foto's)	< 3 min	< 15 min	< 40 min
Vegetatieopname	10 min	31 min	106 min
Vegetatielagen cirkel en vierkant	2 min	7 min	27 min
Andere structuurmetingen (groeiklassen, dood hout, grondvlak)	< 3 min	<15 min	< 40 min
Totaal	33 min	72 min	132 min

Tabel 13 Inschatting van de tijd nodig voor uitvoer van de verschillende fasen van het veldwerk

7.1.2 Mogelijke aanpassing veldprotocols

Hierna volgen nog een aantal specifieke opmerkingen over de manier waarop sommige variabelen werden ingeschat en welke problemen hierbij opgedoken zijn. In het volgende deel gaan we dieper in op mogelijkheden om de kwaliteit van de metingen te controleren.

Voor de bronbossen (91E0_bron) is het voor de komende meetcycli best dat hier steeds gewerkt wordt volgens het protocol voor vegetatieopnames van lineaire elementen. Nagenoeg alle bronboslocaties in de huidige gegevensset bleken lineaire elementen te zijn. Voor de éénvormigheid en de minste problemen bij de verwerking van de gegevens is het dan ook best dat dit de standaard wordt.

De indicatoren over dood hout bleken in de praktijk vaak problematisch. Bovendien bleken ze collineair te zijn. Het "aandeel dood hout" is zeer moeilijk visueel in te schatten en we stellen ons dan ook vragen bij de herhaalbaarheid ervan. Voor het inschatten van "dik dood hout" werd geen onderscheid gemaakt tussen 1 liggende boom van 30m en een stuk van 1,5m (ondergrens werd gelegd op 40cm diameter en minstens 1,5m lengte). We denken dat het een eerder beperkte meerinspanning is om per proefvlak de totale lengte dik dood hout te bepalen en dat dit een beter herhaalbare indicator zou zijn. Het probleem verplaatst zich dan wel naar het definiëren van een grenswaarde. Zoals eerder gesteld wordt dit soort informatie best bepaald door middel van een studie van referentiecondities.

Een ander probleem stelt zich bij de indicator "aantal groeiklassen". Tijdens het terreinwerk werd het als onlogisch ervaren dat louter de aanwezigheid van een groeiklasse een ecologisch voldoende relevant aspect is. Daarom werd tijdens de huidige veldwerkcampagne een groeiklasse die slechts vertegenwoordigd werd door bijvoorbeeld één enkele vlierstruik niet als aanwezig beschouwd (de enkele vlier werd dan als opmerking genoteerd). We geven als aanbeveling mee dat ofwel een schatting van de bedekking ofwel een densiteit waardevolle nuances zijn bij de aanwezigheid van een groeiklasse. Densiteit is het aantal individuen per oppervlakte-eenheid. In dat geval dient men te werken met concentrische cirkelvormige proefvlakken die groter zijn naarmate de groeiklasse toeneemt. Dit zou moeten toelaten om een meer genuanceerde indicator op te stellen. De vraag werd eerder gesteld of de methode van plotless sampling die we momenteel toepassen voor het bepalen van het grondvlak per hectare ook kan toegepast worden voor het stamtal per hectare. Dit is echter enkel mogelijk indien in combinatie met de Bitterlich methode (meer specifiek "angle gauge method") van elke boom die "geselecteerd" wordt (dus geteld wordt bij 360° rondgang vanuit centrum) ook de omtrek te meten op borsthoogte (zie bijvoorbeeld Pardé 1956 *Revue Forestière Française*, 3, 172). Vervolgens:

- Totaal grondvlak per ha van elke diameterklasse = aantal bomen in de klasse x opschalingsfactor van de "gauge".
- En aantal bomen per hectare in de klasse = grondvlak (van de klasse) / gemiddeld grondvlak van een boom uit de omtrekklassen
- Som van deze aantallen over alle klassen geeft dan totaal stamtal per hectare

Om stamtal te bepalen is het echter steeds goedkoper en preciezer om vaste proefvlakken te gebruiken en tellingen te doen. Het principe van Bitterlich is in de statistiek beter bekend als "probability proportional to size" sampling. Stamtal is echter niet proportioneel met een grootte, maar met frequentie van voorkomen. In dat geval zijn cirkelvormige, concentrische proefvlakken met vast formaat meer geschikt.

7.1.3 Schaduwmeetnet

Indien er een grote bezorgdheid is over de accuraatheid en de precisie van visuele schattingen van de bedekking kunnen volgende aanbevelingen helpen om de kwaliteit van de ingezamelde data te verhogen en te bewaken. We zijn van mening dat dit zeker een belangrijk aandachtspunt is, aangezien het veldwerk jaar na jaar wordt uitbesteed en de kans dus groot is dat telkens andere veldwaarnemers op pad worden gestuurd.

Een zogenaamd schaduwmeetnet is een meetnet waarbij een blinde of dubbel blinde controle wordt gedaan van een subset van de proefvlakken met als doel een idee te krijgen van de herhaalbaarheid en reproduceerbaarheid van de gegevens, en ter controle van de uitgevoerde metingen. Een schaduwmeetnet voor vegetatieopnamen vereist echter een grote extra meetinspanning (Onkelinx et al 2010) en een probleem is dat er geen gemakkelijk haalbare "gouden standaard" methode is voor het inschatten van bedekkingen van de soorten in de kruidlaag (tenzij de punt-intercept methode maar hierbij is vertrapping van de vegetatie een groot nadeel zeker bij habitattypes die hier gevoelig aan zijn).

Een mogelijkheid is om drie waarnemers een herbezoek te laten afleggen volgens dezelfde veldprotocols. In dat geval is er dus geen gouden standaard, maar is de referentie het gemiddelde van de drie metingen. De drie waarnemers kunnen ofwel op dezelfde dag hun opname maken, waarbij er een leereffect is, wat op zich positief is (cf intercalibratie-oefening), maar eerder een onderschatting zal geven van de variabiliteit. De andere optie is dat ze strikt apart van elkaar (op andere dagen in een beperkte tijdspanne) de opname maken. Voor een voldoende goede inschatting van de waarnemereffecten zijn ongeveer 125 proefvlakken te controleren door elke waarnemer. Deze inspanning kan over alle habitattypes heen verdeeld worden en over een volledige monitoringcyclus. Voor een cyclus van zes jaar hebben we dan 20 proefvlakken per jaar die door elke van de drie waarnemers (incl. de originele waarnemer) gecontroleerd worden.

Andere kwaliteitsaspecten zijn ook belangrijk en meer haalbaar. Een vergelijking met het QA/QC (kwaliteitszorg/kwaliteitscontrole) plan voor vegetatie-opnamen in het kader van RENECOFOR in Frankrijk (Bourjot et al 2006) leert ons dat intercalibratie-oefeningen voor inschatten van bedekkingen belangrijk zijn. Uiteraard zijn een goed uitgeschreven veldprotocol (uitzetten proefvlak + opname maken + permanent markeren en documenteren) hierbij essentieel.

Intercalibratie-oefeningen gebeuren aan het begin van elk vegetatieseizoen. Een alternatieve callibratie is met behulp van gedigitaliseerde foto's van een soort waarvan de werkelijke bedekking gemeten wordt. Veldwerkers schatten dan de bedekking die ze zien op de foto en krijgen onmiddellijk feed-back van de computer over de werkelijke bedekking. Gallegos (2005) geeft aan dat dit soort oefeningen snel resulteert in een verbetering van de schattingen.

7.2 Evaluatie gegevensinvoer en -opslag

Bij de export via Recorder naar een access databank worden de structuur en de eigenschappen van de onderliggende sql-databank behouden. Alleen de soort- en biotooplijsten worden niet standaard geëxporteerd, maar deze worden als extra tabel mee aangeleverd. Voor het invoeren en opslaan van veldgegevens die in de komende jaren zullen verzameld worden, zijn er verschillende opties mogelijk.

Een eerste optie is dat het BIM de Recorder software aanschaft. De kostprijs van een licentie is goedkoop en actuele prijsinformatie kan gevonden worden via <http://jncc.defra.gov.uk/page-4799>. De software moet wel nog geconfigureerd worden voor Vlaanderen / het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mits uitgevoerd door een persoon met de juiste technische competenties, kan dit voor een stand-alone versie in twee dagen gebeuren (het gaat dan vooral over configuratie van de kaarten). Voor een netwerkversie moet op 7 dagen gerekend worden (naast configuratie van de kaarten ook userbeheer etc.). Er moet bij deze optie ook rekening gehouden worden dat iemand zich in de Recorder software zal moeten inwerken voor het verdere onderhoud en ondersteuning van het pakket.

Een tweede optie is dat invoer van de gegevens niet via Recorder verloopt maar via formulieren die op de geëxporteerde databank gebouwd worden. Dit kan een access databank zijn, maar ook een SQL of andere databank. Als er op toegezien wordt dat de achterliggende databankstructuur ongewijzigd blijft, kunnen de gegevens achteraf ook eenvoudig terug ingeladen worden via Recorder. Ook naar gegevenscontrole toe kunnen dezelfde functionaliteiten worden ingebouwd. Een inschatting is dat er een drietal weken moet gerekend worden voor het bouwen van een stabiele invoermodule met de nodige validatieprocedures.

7.3 Evaluatie gegevensverwerking

7.3.1 Naar een index voor biotische integriteit

In deel 6 hebben we al een aanzet gegeven om te komen tot een biotische index. Zoals we al eerder aangaven, vraagt een verdere onderbouwing van deze index echter bijkomend onderzoek. Er zijn immers een aantal kennislacunes. Vooreerst werkten we met expertgebaseerde grenswaarden tussen ongunstig ("gedegrademd") en gunstig ("referentie"). In hoeverre is de index echter gevoelig aan foute inschattingen van en onzekerheid op deze grenswaarden? Dit zou met een sensitiviteitsanalyse kunnen nagegaan worden. In realiteit zullen referentiecondities ook onderhevig zijn aan een bepaalde "natuurlijke" variabiliteit (gemiddelde + spreiding). Wat verstaan we onder referentiecondities voor de situatie in Brussel? Het spreekt voor zich dat het onderscheid gedegrademd en referentie steeds relatief moet begrepen worden. Indien we over al deze kennis zouden beschikken, zou dit toelaten om een ecologische kwaliteitsmaat af te leiden (cf. Quataert 2011). Een andere kennislacune is de vertaling van de ecologische kwaliteitsmaat naar een binaire of ordinale beoordeling. Dit vereist calibratie en validatie op basis van een pre-klassificatie van de proefvlakken (een onafhankelijke inschatting van de kwaliteit van het habitat) (Quataert 2011).

Verschillende van de indicatoren uit de LSVI zijn (onder andere) afhankelijk van de oppervlakte waarover ze beoordeeld wordt. Dit is uiteraard problematisch wanneer we werken met vaste proefvlakken aangezien de grenswaarden uit de beoordelingsmatrices niet geformuleerd werden met de oppervlakte van die proefvlakken in het achterhoofd. Dit bleek ook: in de relatief kleine oppervlakte van de proefvlakken werden zelden of nooit voldoende sleutelsoorten gevonden opdat een gunstige beoordeling kon gegeven worden. Betekent dit dat het habitat potentieel wel in gunstige toestand was voor die indicator? Mogelijk wel, maar dit hoeft niet zo te zijn. Voor habitattypen 9120, indien we het totaal aantal verschillende sleutelsoorten van de kruidlaag optellen die we zijn tegengekomen in alle proefvlakken ($n = 64$) komen we aan 11 (uit een lijst van 14 sleutelsoorten; de grenswaarde ligt op 6). Anderzijds, voor 6510_hu is dit in totaal 1 soort ($n = 9$) uit een lijst van 31 soorten.

We kunnen onderzoeken wat dan wel relevante grenswaarden kunnen zijn. Voor de bossen kunnen we bijvoorbeeld gegevens uit de Vlaamse bosinventarisatie (16m x 16m proefvlakken) vergelijken met onafhankelijke LSVI beoordeling (mond. med. Arno Thomaes).

We hebben er voor gekozen om nog geen statistische testen te doen in dit rapport. Deze hadden we kunnen baseren op ofwel de resultaten van het one-out-all-out principe (per criterium; proportietest voor een verschil van 25% ongunstig) of op de biotische index (globaal of per criterium; t-test voor een verschil van 0 of ook met de proportietest, maar dan na callibratie en validatie met onafhankelijke pre-klassificatie van de proefvlakken in klasse ongunstig en gunstig – gegevens waarover we niet beschikken). De redenen dat we dit in deze fase nog niet willen doen zijn:

- Dit meetnet (jaar 1 cyclus 1) zit in opstartfase. We moeten dit aangrijpen om zoveel mogelijk te leren en te optimaliseren.
- De selectie van 238 proefvlakken is geen random subset van alle proefvlakken, waardoor de resultaten van statistische testen vertekend kunnen zijn
- Het meetnet is ontworpen om pas na de volledige cyclus voldoende onderscheidend vermogen hebben om de staat van instandhouding (gunstig of ongunstig) in te schatten

7.3.2 Automatisering van gegevensverwerking

Het is mogelijk om de tussentijdse rapportering deels te automatiseren. De R-scripts moeten daarvoor ingebed worden in een zogenaamd Sweave document. Om dit te realiseren is het evenwel nog nodig dat de R-scripts worden geoptimaliseerd zodat hierin bijvoorbeeld extra foutenwaarschuwingen worden ingebouwd. Dit Sweave document is een textdocument waarin zowel de tekst zelf in LaTeX-vorm, als de R code vervat zijn. De R code wordt automatisch omgezet in het resultaat van een statistische analyse of de gewenste figuren en tabellen. Dit heeft het grote voordeel, dat wanneer de data geupdated wordt, de analyse, de figuren en tabellen onmiddellijk de vernieuwde data gebruiken wanneer het LaTeX document gecompileerd wordt, zonder dat daar nog manuele stappen voor nodig zijn. De output hiervan is een pdf-bestand met de tekst van het rapport en de tabellen en figuren hierin geïntegreerd.

7.4 Evaluatie meetnetontwerp

7.4.1 Vierjarige cyclus naar achtjarige cyclus

Na het eerste jaar bleek het veldwerk vrij zwaar om in een vierjarige cyclus het volledige meetnet af te werken. We herhalen daarom eerst één van de mogelijkheden die in het vorige rapport (Van Calster en Bauwens 2010) werd gesuggereerd:

- De monitoringinspanning verdelen over acht in plaats van vier jaar (representatieve subsets), waarbij telkens 1/8^{ste} van de proefvlakken bekeken wordt. Na vier jaar kan dan gerapporteerd worden op basis van 50% nieuwe gegevens en 50% oude gegevens (cf Wouters et al. 2008).

We bespreken hier de implicaties naar detecteerbaar effect en onderscheidend vermogen indien we dus na vier jaar over de helft van de gegevens beschikken (in het geval van een oneindige populatie ongeveer $170/2 = 85$ steekproefpunten). Een voorwaarde opdat deze partiële gegevens optimaal bruikbaar zouden zijn is wel dat de tot dan toe verzamelde gegevens een aselechte subset zijn van de totale set aan steekproefpunten.

In Tabel 14 is een overzicht gegeven van een aantal mogelijke instelwaarden van het significantieniveau en het onderscheidend vermogen en hun invloed op de vereiste steekproefgrootte om een verschil van 10% of 15% te detecteren ten opzichte van 25% van de steekproef in ongunstige toestand. De donkergele cel in de tabel is de traditionele instelling ($\alpha = 0.05$ en $\beta = 0.2$; onderscheidend vermogen is $1 - 0.2 = 0.8$). Indien we andere instelwaarden langsheen de diagonaal vergelijken zien we dat de vereiste steekproefgroottes vrij gelijk zijn. Indien we naar boven of naar links opschuiven zijn we strenger (kleinere foutenlast) en stijgt de vereiste steekproefgrootte. Naar beneden of naar rechts zijn we lakser (grotere foutenlast) en daalt de vereiste steekproefgrootte. Een interessant compromis is een foutenlast van 10% om verschil van 15% te detecteren ($\alpha = \beta = 0.1$ voor $\Delta = 15\%$; $n = 1 - \beta$) waarvoor een steekproefgrootte gelijk aan 83 volstaat. Dit is m.a.w. ongeveer de helft van het totaal aantal steekproefpunten in het meetnet voor een habitattypen met een oneindige populatie. De verwachte lengte van het 90% betrouwbaarheidsinterval is in dat geval 25% +/- 10 %.

Waarom is dit nu zo'n interessante instelwaarde? De gevolgen van ofwel een significant effect vinden terwijl er in werkelijkheid geen is (type I fout), ofwel in werkelijkheid significant effect niet vinden (type II fout) zijn allebei te vermijden. In de context van habitatmonitoring is er geen goede reden om aan te nemen dat de kans op een type I fout sterker moet vermeden worden dan de kans op een type II fout. Bij een type I fout besluiten we dat het habitat in ongunstige toestand is, terwijl in werkelijkheid dit niet zo is. In dat geval geven we misschien geld uit om het habitat te herstellen terwijl het niet nodig is. Bij een type II fout besluiten we dat het habitat in gunstige toestand zit, terwijl dit niet zo is. In dat geval zal de degradatie zich verderzetten zonder dat we het in de gaten hebben en zullen de kosten voor herstel duurder uitvallen.

In elk geval is een goed design belangrijker dan onnodig de steekproefgrootte op te drijven. Minder streng zijn op vereiste precisie/onderscheidend vermogen geeft een lagere kost, maakt het meetnet realistischer/haalbaarder en zo is er meer budget vrij om voor omkadering te zorgen.

$\Delta =$ 10% / 15%	$\pi = 0.95$	$\pi = 0.90$	$\pi = 0.80$
$\alpha = 0.05$	273 / 129	222 / 105	165 / 78
$\alpha = 0.10$	230 / 107	179 / 83	129 / 62
$\alpha = 0.20$	180 / 85	143 / 64	96 / 46

Tabel 14 Invloed van het significantieniveau (α) en onderscheidend vermogen (π) op vereiste steekproefgrootte om een verschil van 10% of 15% te detecteren ten opzichte van 25% ongunstig.

7.4.2 Zeer zeldzame habitattypes opvolgen in beheercontext

In het rapport Van Calster en Bauwens (2010) werden de zeer zeldzame habitattypes op dezelfde manier behandeld als de minder zeldzame en algemene habitattypes. Dit houdt in dat ook voor de zeer zeldzame habitattypes een aselechte steekproef werd getrokken. Dit kwam in de praktijk neer op de bemonstering van de volledige populatie (hetzij gekende en gekarteerde puntlokaties, hetzij punten van het 50m x 50m raster). Voor zulke zeer zeldzame habitattypes is het echter relevanter om te monitoren in een beheercontext in

plaats van volgens het steekproefontwerp voor de habitatmonitoring (een programmacontext).

Een beheercontext houdt in dat selectief (tegenover aselect) gegevens worden verzameld die maximale informatie opleveren voor de beheerder/ het beheer van deze zeer zeldzame habitattypes. Het is daarbij dus niet de bedoeling om een uitspraak te doen over de staat van instandhouding, waarvoor een representatieve, aselecte steekproef nodig is. Voor meer informatie over de principes van beheermonitoring verwijzen we naar Hurford en Schneider (2005). Ook in Vlaanderen is een proces lopend om de beheermonitoring uit te werken (zie Van Calster et al. 2011). De bedoeling van dit proces is ook dat tegelijk met de opmaak van beheerplannen een monitoringplan wordt opgesteld waarbij de principes van beheermonitoring in acht worden genomen.

De selectie van mogelijke habitattypes die beter in een beheercontext worden opgevolgd is gebaseerd op de steekproefgroottes en populatiegroottes die berekend werden in Van Calster en Bauwens (2010). De weerhouden habitat(sub)types zijn deze waarbij meer dan 90% van de populatie bemonsterd diende te worden. Dit zijn:

- In SBZ I (Zoniënwoud met aangrenzende bossen en de Woluwevallei):
 - o 4030
 - o 7220
 - o 6430 subtype boszomen
 - o 6430 subtype matig droog – vochtig
 - o 91E0 subtype gewoon elzenbroek
 - o 91E0 subtype ruigt-elzenbos
 - o Dotterbloemgrasland
 - o Grote zeggenvegetaties
 - o Rietland
 - o Struisgrasgrasland
 - o Zilverschoongrasland
- In SBZ II (Open en beboste gebieden in het zuidwesten van het gewest):
 - o 6430 subtype boszomen
 - o 6430 subtype matig droog – vochtig
 - o 6510 subtype matig droog – vochtig
 - o 91E0 subtype essenbronbos
 - o 91E0 subtype wilgen(vloed)bos
 - o Dotterbloemgrasland
 - o Struisgrasgrasland

- o Zilverschoongrasland
- In SBZ III (De bossen en moerassen van de Molenbeekvallei in het noordwesten van het gewest):
 - o 7220
 - o 6430 subtype boszomen
 - o 6510 subtype matig droog – vochtig
 - o 9120
 - o 91E0 subtype essenbronbos
 - o 91E0 subtype ruigt-elzenbos
 - o Rietland
 - o Zilverschoongrasland

Voor bovenstaande habitattypes is het dus zinvol om na te denken wat de meest prioritaire vraag is. Is dit louter de staat van instandhouding inschatten? Of wensen we hier meer gerichte informatie te hebben over de effectiviteit van het gevoerde beheer om deze zeldzame habitattypes in stand te houden of verder te ontwikkelen.

7.4.3 Selectie van reservepunten

Tijdens het veldwerk bleek dat een vrij hoog aandeel van de aselect gekozen proefvlakken ongeschikt waren omdat ze bijvoorbeeld midden op een weg lagen. De habitatkaart houdt immers geen rekening met wegen en paden. Deze zijn niet apart gekarteerd. Verschuiven van deze punten is geen optie, omdat dit de steekproef zou vertekenen. Daarom werden aselecte reservepunten gekozen (zie ook 4.5.3). Ook bij deze reserveproefvlakken bleek nog steeds een belangrijk aantal nulmetingen voor te komen.

Om de kans te verhogen dat reserveproefvlakken niet in een ongeschikte lokatie vallen, bestaat de mogelijkheid om het originele steekproefkader aan te passen. Indien we namelijk van een gekarteerde polygoon van een bepaald habitatype een interne bufferzone van 5m of 10m vanaf de perimeter buiten beschouwing laten (selectiekans 0; alternatief een lage selectiekans geven), dan is de kans groter dat we een geschikte lokatie selecteren omdat we grenssituaties vermijden. Om de breedte van de bufferzone te onderbouwen kunnen we aan de hand van de huidige gegevensset nagaan wat de kans was op het vinden van een geschikt proefvlak in functie van de afstand tot de dichtstbijzijnde polygoongrens. Dit is vooral interessant indien zulk een grafische analyse aangeeft dat er een plotse sprong is in de kans op het vinden van een geschikt proefvlak (fictief voorbeeld: we vinden slechts 10% geschikte proefvlakken op minder dan 10 m van de grens, terwijl 80% van de proefvlakken verder dan 10 m van de grens geschikt waren).

Deze manier van werken heeft als voordeel dat nodeloze verplaatsingen en tijd voor de habitatcontrole tijdens de eerste meetcyclus tot een minimum worden beperkt en dus kosten worden bespaard. Het nadeel is echter wel dat hierdoor een deel van de randeffecten gemaskeerd worden, meer bepaald deze die we door middel van de veldprotocols in het huidige meetnet wel in rekening konden brengen. Het gaat dan bijvoorbeeld over overgangszones tussen twee habitattypes (zie 4.5.2). In elk geval kunnen we niet uitsluiten

dat we een (lichte) vertekening veroorzaken door een interne buffer te gebruiken. Deze vertekening zal groter zijn als we de breedte van de buffer ruimer kiezen.

7.4.4 Synergie met bosinventaris

We verwijzen naar deel 4.6 voor mogelijkheden qua synergie met de bosinventaris. Om dit in praktijk om te zetten zal het nodig zijn dat overleg plaatsvindt met de mensen die de bosinventaris uitvoeren. In onze databank werd de mogelijkheid voorzien om de bosinventaris databank te koppelen. Eventueel dient de databank van de bosinventaris doorgelicht te worden zodat deze vlot geïntegreerd kan worden (onder andere letten op naamgeving van de velden, ...).

Digitale bijlagen

Als digitale bijlagen worden volgende gegevens bij het rapport toegevoegd:

- Databank (inhoud zie hoofdstuk 5)
- Bestanden met de lokalisatiefiches
- Bestanden met de veldfiches (blanco invulformulieren)
- R-scripts voor gegevensverwerking
- Pdf en wmf bestanden van de figuren van de exploratieve data analyse en analyse staat van instandhouding
- GIS bestanden van het kaartmateriaal
- Een bestand met de details van de gegevens van tijdsregistratie
- Een bestand met gedetailleerd overzicht van proefvlakken waar er specifieke probleemgevallen waren

Referenties

- [1] BOURJOT, L., BRÊTHES, A., CAMARET, S., COQUILLARD, P., CORRIOL, G., DOBREMEZ, J., DUMÉ, G., DUPOUEY, J., FORGEARD, F., GAUBERVILLE, C., ET AL. Renecofor (réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers:) Manuel de référence n° 8 pour la caractérisation de la composition floristique. Tech. rep., Office National des Forêts, 2006.
- [2] DE SAEGER, S., PAELINCKX, D., DEMOLDER, H., DENYS, L., PACKET, J., THOMAS, A., AND VANDEKERKHOVE, K. Sleutel voor het karteren van natura2000 habitattypen in vlaanderen, grotendeels vertrekkende van de karteringseenheden van de biologische waarderingskaart, versie 5. Intern Rapport INBO.IR.2008.23, Instituut voor Natuur- en bosonderzoek, Brussel, 2009.
- [3] DECLEER, K. *Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee: habitattypen. dier- en plantensoorten*. No. 1 in Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel, 2007.
- [4] GALLEGOS, A. Design and evaluation of a computer aided calibration program for visual estimation of vegetation cover. Arbetsrapport 142, Sveriges lantbruksuniversitet, 2005.
- [5] HURFORD, C., AND SCHNEIDER, M. *Monitoring nature conservation in cultural habitats: a practical guide and case studies*. Springer, 2006.
- [6] JOLLIFFE, I. T. *Principal Component Analysis*, second ed. Springer, Oct. 2002.
- [7] KUTNER, M., NACHTSHEIM, C., AND NETER, J. *Applied Linear Regression Models*, 5 ed. The McGraw-Hill/Irwin Series Operations and Decision Sciences. McGraw-Hill/Irwin, New-York, 2005.
- [8] ONKELINX, T., VAN CALSTER, H., AND QUATAERT, P. Schaduwmeetnet bosinventarisatie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2010.43, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 2010.
- [9] QUATAERT, P. *Methodological and statistical aspects of indices of biotic integrity to assess the ecological condition of surface waters*, vol. INBO.T.2011.1. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO), Brussel, 2011.
- [10] ROUSSEEUW, P. J., AND VAN DRIESSEN, K. A fast algorithm for the minimum covariance determinant estimator. *Technometrics* 41 (August 1999), 212–223.
- [11] T'JOLLYN, F., BOSCH, H., DEMOLDER, H., DE SAEGER, S., LEYSSEN, A., THOMAS, A., WOUTERS, J., AND PAELINCKX, D. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de natura 2000-habitattypen, versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 46, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 2009. 326 pp.
- [12] VAN CALSTER, H., AND BAUWENS, D. Naar een monitoringstrategie voor de evaluatie van de toestand van de natuur in het brussels hoofdstedelijk gewest. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2010.37, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 2010.
- [13] VAN CALSTER, H., VAN UYTVANCK, J., WATERINCKX, M., AND QUATAERT, P. Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring. Fase i: Prioritering van de

informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2011.25, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 2011.

Lijst van figuren

Figuur 1	Kaart met ligging van de 238 geselecteerde proefvlakken uit de oorspronkelijke set van 365 proefvlakken	18
Figuur 2	Habitattype voor de 238 geselecteerde proefvlakken	19
Figuur 3	Plan van het proefvlakdesign	25
Figuur 4	Plan van het proefvlakdesign voor lijnvormige habitattypes	26
Figuur 5	Voorbeeld van een invulfiche voor 9120	28
Figuur 6	Stappen per proefvlak (zie detail in tekst)	29
Figuur 7	Kaart met ligging van de probleemgevallen. Witte punten werden als geschikt beschouwd, gekleurde punten werden ongeschikt verklaard.	34
Figuur 8	Voorbeeld van de lokalisatiefiche van PQ2083 (Blankedelle) en de bijhorende foto's in volgorde NOZW. Op de tekening gestreepte zones worden niet in de vegetatie/structuuropname geïntegreerd. Orientatie: gemeten vanop de fenopaal, ten opzichte van het noorden.....	36
Figuur 9	Geïnvventariseerde proefvlakken. Vierkant = reservepunt.....	43
Figuur 10	Algemeen NBN data model gebruikt in Recorder 6. Dit model is flexibel genoeg om toe te laten dat vegetatie-opnamen kunnen opgeslagen worden evenals andere gegevens nodig voor de LSVI.....	45
Figuur 11	"Location" module in Recorder	46
Figuur 12	Invoer van een vegetatieopname	46
Figuur 13	Invoer van de bedekking van de verschillende vegetatielagen op vierkant-niveau en van de kenmerken van de vegetatieopname (vierkant of lineair, afmetingen) ..	47
Figuur 14	Invoer van de structuuropname in het cirkelvormige vlak.....	47
Figuur 15	Invoer van de aanwezige biotopen en infrastructuurelementen	48
Figuur 16	Boxplots van de indicator "ruderalisering" voor elk habitat(sub)type waarvan dit een indicator is. De uiteinden van de boxen komen overeen met het 0.25 en 0.75 kwartiel (50% van de waarden liggen hiertussen). De horizontale lijn in de box geeft de mediaan (50% van de waarden liggen boven en 50% onder de mediaan). De uiteinden van de verticale lijnen die de boxen verlengen komen overeen met 1,5 maal de interkwartielafstand of met de positie van de hoogste of laagste waarde. Waarden voorbij deze verticale lijnen worden weergegeven als een punt en zijn "statistische" outliers.....	57
Figuur 17	Histogrammen van de indicator "ruderalisering" per habitat(sub)type. De hoogte van de staafjes geeft het aantal proefvlakken met geobserveerde waarden over de range van waarden die aangegeven wordt door de breedte van de staafjes.....	58
Figuur 18	Matrixplot waarin de paarsgewijze combinaties van indicatoren getoond worden. De onderste driehoek geeft puntenwolken met een smoother, die helpt om te ontdekken of er een verband tussen de variabelen is. De bovenste driehoek geeft de Pearson correlatiecoëfficiënten, waarbij de sterkte van de correlatie ook gereflecteerd wordt door de cijfergrootte. In de diagonaal kan men de naam van de indicator aflezen en geeft een boxplot de verdeling weer.	60
Figuur 19	Robuuste principale componenten analyse (PCA). Biplot voor de eerste twee hoofdcomponenten van de PCA analyse van indicatoren voor habitattype 9120.	

Indicatoren waarvan de interkwartielafstand gelijk is aan nul werden uitgesloten van de analyse. Indien twee pijlen een hoek van 90° hebben zijn ze ongecorrleerd. Lijnen die in dezelfde richting wijzen zijn positief gecorreleerd. Pijlen die in tegenovergestelde richting wijzen zijn negatief gecorreleerd. Rode pijlen geven de sterkte en richting van correlatie tussen de indicator en de hoofdcomponenten. De nummers geven de positie weer van de proefvlakken. De twee assen verklaren samen 54% van de totale variatie. 61

Figuur 20	Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium structuur.	64
Figuur 21	Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium vegetatie.	65
Figuur 22	Het gemiddeld percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig voor de indicatoren die behoren tot het criterium verstoring.	66
Figuur 23	Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-ou-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium structuur.	67
Figuur 24	Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-ou-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium vegetatie.	68
Figuur 25	Het percentage proefvlakken geklassificeerd als ongunstig of gunstig volgens het one-ou-all-out principe voor de indicatoren die behoren tot het criterium verstoring.	69
Figuur 26	Histogrammen van de biotische index berekend op alle indicatoren (zonder uitsplitsing naar subsets volgens criterium).	71
Figuur 27	Vergelijking van de biotische index met het resultaat van het one-out-all-out principe. Beide werden berekend op basis van de subsets van indicatoren bepaalt door het criterium waartoe ze behoren. Elk punt in de grafiek is een proefvlak.	72
Figuur 28	Vergelijking van de biotische index met het resultaat van het one-out-all-out principe. Beide werden berekend op basis van de subsets van indicatoren bepaalt door het criterium waartoe ze behoren. De informatie is opgesplitst per habitat(sub)type.	73

Lijst van tabellen

Tabel 1	Aantallen proefvlakken per habitatype. 6430 = Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones; 6510 = Laaggelegen schraal hooiland; 7220 = kalktufbronnen met tufsteenformatie; 9120 = Atlantische zuurminnende beukenbossen met ondergroei van <i>Ilex</i> en soms ook <i>Taxus</i> ; 9130 = Beukenbossen van het type <i>Asperulo-Fagetum</i> ; 9160 = Sub-atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eikenhaagbeukenbossen behorend tot het <i>Carpinion-Betuli</i> ; 9190 = Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met <i>Quercus robur</i> ; 91E0 = Bossen op alluviale grond met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>).	17
Tabel 2	Overzicht van de indicatoren van de negen habitatypes en in functie van vier categorieën op basis van de wijze van gegevensinzameling die nodig is. 1= vegetatieopname, 2= structuuroopname, 3=bijkomende meting en 4=GIS	24
Tabel 3	Richtperiodes waarmee rekening moet gehouden worden bij de planning van het veldwerk. Donkergroen: optimale periode; lichtgroen: suboptimaal.; wit: te vermijden.....	26
Tabel 4	Controle habitatype: meest voorkomende gevallen	32
Tabel 5	Ongeschikte punten per habitatype.....	33
Tabel 6	Aantal beschikbare reservepunten per habitatype voor SBZ I en III	35
Tabel 7	Klassen van de Van der Maarel schaal en de manier waarop ze omgezet wordt naar percentages (voor verwerking van de gegevens)	39
Tabel 8	Afleidbare gegevens uit de bosinventarisatie	41
Tabel 9	Geïnventariseerde proefvlakken per habitatype. *: in het Woluwe park werd één ongeschikt proefvlak (geen sleutelsoort in de kruidlaag) toch geïnventariseerd, wat het verschil met tabel 5 verklaart.	42
Tabel 10	Overzicht van de indicatoren per criterium en per habitatype. Een "1" geeft aan dat de indicator bij het overeenkomstige habitatype behoort. . Bepaalde indicatoren zijn al verder opgedeeld in deelindicatoren in functie van de analyse (aangeduid met *).	50
Tabel 11	Overzicht van de berekeningswijze van de analysevariabelen	52
Tabel 12	Overzicht van de percentages proefvlakken per indicator en per habitat(sub)type waar de beoordeling ten opzichte van de grenswaarde in de ongunstige zone zit. Het totaal aantal proefvlakken per habitat(sub)type is eveneens aangegeven (n = ...).	63
Tabel 13	Inschatting van de tijd nodig voor uitvoer van de verschillende fasen van het veldwerk	74
Tabel 14	Invloed van het significantieniveau (α) en onderscheidend vermogen (n) op vereiste steekproefgrootte om een verschil van 10% of 15% te detecteren ten opzichte van 25% ongunstig.	79

