



ALTERNATIVE DATAKILDER TIL OVERVÅGNING AF TERRESTRISKE NATURTYPER

Opdateret screening af muligheder for NOVANA-programmet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 716

2026



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ALTERNATIVE DATAKILDER TIL OVERVÅGNING AF TERRESTRISKE NATURTYPER

Opdateret screening af muligheder for NOVANA-programmet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 716

2026

Jesper Erenskjold Moeslund
Bettina Nygaard
Jesper Bladt

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 716
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Alternative datakilder til overvågning af terrestriske naturtyper
Undertitel:	Opdateret screening af muligheder for NOVANA-programmet
Forfattere:	Jesper Erenskjold Moeslund, Bettina Nygaard & Jesper Bladt
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2026
Redaktion afsluttet:	14. oktober 2026
Faglig kommentering:	Ane Kirstine Brunbjerg
Kvalitetssikring, DCE:	Camilla Uldal
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her
Finansiell støtte:	SGAV
Bedes citeret:	Moeslund, J.E., Nygaard, B. & Bladt, J. 2026. Alternative datakilder til overvågning af terrestriske naturtyper. Opdateret screening af muligheder for NOVANA-programmet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 89 s. - Videnskabelig rapport nr. 716
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport gennemgår alternative datakilder - remote sensing, environmental DNA og akustik - til indikatorerne i NOVANA-programmets overvågning af terrestriske naturtyper. For hver indikator vurderes, hvilke datakilder der findes, hvor godt de virker, og hvad der skal til for at tage dem i brug. Ingen af dem kan implementeres uden videre, men for enkelte indikatorer er der kort vej, og rapporten prioriterer, hvilke der bør undersøges først.
Emneord:	NOVANA, naturtypeovervågning, habitatdirektivet, terrestriske naturtyper, alternative datakilder, remote sensing, lidar, satellitdata, droner, environmental DNA, eDNA, passiv akustisk overvågning, indikatorer, naturtilstand, bevaringsstatus, overvågningsmetoder
Foto forside:	Tør hede ved Gudenåens Kilder (AI modificeret), Jesper Erenskjold Moeslund
ISBN:	978-87-7648-093-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	89
Supplerende oplysninger:	Til denne rapport findes et elektronisk bilag 1

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	10
2 Baggrund	12
2.1 NOVANA-programmets naturtypeovervågning	12
2.2 Generelt om remote sensing	13
2.3 Generelt om andre datakilder	14
3 Metoder	15
4 Alternative datakilder	17
4.1 Remote sensing	17
4.2 Environmental DNA	21
4.3 Passiv akustisk overvågning	22
5 Alternative datakilder til den eksisterende naturtypeovervågning samt mulige nye indikatorer	24
5.1 Arter og artssammensætning	24
5.2 Jordbund og næringsstoffer	34
5.3 Vegetationsstruktur og forvaltning	36
5.4 Hydrologi	41
5.5 Kyst	46
5.6 Vedplanter, lysforhold og dødt ved	47
5.7 Direkte måling af bevaringsstatus	56
6 Datakilder med potentiale til indirekte måling af tilstand og indsatsbehov	59
7 Referencer	61
Appendiks 1	88

Forord

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) har hos DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, bestilt en faglig udredning og udpegning af potentielle alternative datakilder til NOVANA-programmets feltbaserede registreringer af den strukturelle tilstand inden for habitatområderne. I dag anvendes feltregistreringerne til at vurdere bevaringsstatus, naturtilstand og forvaltningsbehov i forbindelse med kortlægning og overvågning af de terrestriske naturtyper i Danmark. Nærværende rapport er baseret på et omfattende review af eksisterende fagfællebedømt litteratur og omfatter en systematisk gennemgang af, hvilke alternative datakilder og evt. nye indikatorer der ift. operationalitet og effektivisering er mest nærliggende at inddrage i dette arbejde på den korte og lidt længere bane. Givet den hurtige udvikling af nye teknologier anbefales en løbende evaluering af alternative datakilder, der kan blive centrale på lang sigt. Rapporten her er derfor en opdatering af udredningen fra 2021 (Moeslund et al. 2021), idet der er kommet et stort antal nye videnskabelige artikler inden for emnet siden da.

Rapporten har været til kommentering hos SGAV, og kommentarer og DCE's respons herpå kan ses i vedlagte kommenteringsark.

Sammenfatning

Denne rapport er en opdatering af en tidligere rapport fra 2021 (Moeslund et al. 2021). Opdateringen er sket for at tilvejebringe nyeste viden og dermed skabe et opdateret overblik over alternative datakilder til naturovervågning i Danmark. Den rummer en screening af alternative datakilder til de indikatorer, der i dag anvendes i kortlægning og overvågning af terrestriske habitatnaturtyper i Danmark. Vi har fremsøgt op imod 6000 studier og gennemgået mere end 3000 af disse inden for *remote sensing*, *environmental DNA* og *akustik* og præsenterer – både for de nuværende indikatorer, men også en række potentielt nye indikatorer – de alternative datakilder, der findes og diskuterer mulighederne for deres anvendelse med henblik på at gøre kortlægningen og overvågningen omkostningseffektiv og hvis muligt også bedre.

I rapporten viser vi, at der findes en række alternative datakilder til både nuværende indikatorer og eventuelt nye indikatorer i NOVANA-programmets kortlægning og overvågning af terrestriske naturtyper. Der findes dog ingen hyldevarer, som uden videre kan drages ind i det arbejde. Der må derfor påregnes et udviklings- og afprøvningsarbejde, hvis disse alternative datakilder ønskes inddraget i ovennævnte kortlægning og overvågning. Vores screening kan ligge til grund for en prioritering af, hvilke nye datakilder man inddrager først i et sådant arbejde.

På kort sigt peger vi navnlig på, at de nuværende indikatorer "Dækning af vedplanter (> 1 m)" og "Lysforhold (kronedække)" med stor sandsynlighed vil kunne erstattes med alternative datakilder – i begge tilfælde flybåren lidar – med en relativt lille udviklings- og afprøvningsindsats.

Derudover anbefaler vi, at man kigger nærmere på alternative datakilder til indikatorerne "Vegetationshøjde", "Bar jord", "Dværgbuskdækning" og "Afvanding, grøfter". Datakilderne bag disse indikatorer kan muligvis erstattes af andre, men det skal undersøges nærmere, og der kan være et større udviklingsarbejde forbundet hermed. For de tre førstnævnte gælder dog, at DCE i projektet "Digital Naturovervågning" (DNO) allerede arbejder med en lidar-baseret model, der estimerer vegetationshøjde og samtidig udpeger arealer med bar jord, blankt vand og dværgbuske.

Vi anbefaler, at man indenfor en overskuelig årrække tager hul på arbejdet med at teste eDNA-metoder i overvågningen, fordi de måske på lang sigt kan være både omkostningseffektive og give bedre data til overvågningen for mange af de indikatorer, der i dag er baseret på plantelister. Det gælder bl.a. "Artsindeks", "Vedplantediversitet og træarter" og de tre Ellenberg-baserede indikatorer. Særligt den potentielt nye indikator "Artsindeks (flere artsgrupper)", der er baseret på eDNA-metoder, vil muligvis kunne udgøre en god indikator med et stort informationsniveau om tilstand i naturområder. På lang sigt kan DNA-metoder muligvis bruges som alternativ til den planteliste, man indsamler ved feltbesøg i dag, men på kort og mellemlang sigt ser vi ingen aktuelle alternative datakilder til denne, og vi vurderer, at plantelisten er uundværlig i overvågningen af habitatnaturtyper i Danmark, eftersom den rummer en række essentielle informationer om naturtilstand og -kvalitet og arealernes abiotiske miljø (fx næringsstatus, fugtighed og surhedsgrad).

Ud over "Artsindeks (flere artsgrupper)" vurderer vi, at der er et langsigtet potentiale i at arbejde videre med de nye indikatorer "Kystdynamik", "Blomsterressourcer", "Vandstandsændringer" og evt. "Dødt ved uden nedbrydningsgrad" baseret på alternative datakilder. For sidstnævnte gælder, at prisen vil være lavere end angivet i tabellerne (og prioritetsscoren dermed højere), hvis indikatoren alene baseres på flybåren lidar. De fleste af disse indikatorer har ikke helt så høje prioritetsscorer (se indledningen) som vore øvrige anbefalinger, af forskellige årsager, men vi vurderer dem alligevel som relevante, fordi de tilsvarende feltregistreringer er vanskelige eller tidskrævende.

Af samme grund fremhæver vi også "Store træer" og "Veterantræer" på trods af deres lave prioritetsscorer. Begge har en meget klumpet fordeling i skovene, hvilket gør stikprøvetagningen i relativt små prøvefelter mindre egnet til at vurdere skovnaturtypernes bevaringsstatus. Vi anbefaler, at man ser på disse to indikatorer i sammenhæng med "Dødt ved uden nedbrydningsgrad" og "Artsrig underskov". Store træer og dødt ved vil skulle estimeres fra den samme flybårne punktsky, mens veterantræer og artsrig underskov kræver data indsamlet under kronedækket. En fælles indsats ville kunne levere både valideringsdata til punktsky-modellerne og datagrundlaget for de to sidstnævnte indikatorer – og samtidig afdække det tidsforbrug i felten, der er afgørende for, om de under-kronedækket-baserede metoder er attraktive.

To forhold går på tværs af anbefalingerne. For det første betyder skalaen meget for en række indikatorer – bl.a. "Bar jord", "Blankt vand", "Dværgbuskdækning" og "Eutrofiering". For disse vurderer vi, at alternative datakilder vil fungere væsentligt bedre på polygonniveau end på prøvefeltsniveau. En stillingtagen til, på hvilken skala en indikator skal opgøres, kan derfor i sig selv afgøre, om et skift af datakilde er fornuftigt. For det andet er langt de fleste af de studier, vi refererer, gennemført i andre lande og naturtyper end de danske, og en afprøvning på danske data er derfor nødvendig, før en metode tages i brug. Biodiversa+-pilotprojekterne Habitat og SenseForest, som DCE deltager i, har til formål at undersøge netop dette spørgsmål.

Vi vurderer, at brugen af alternative datakilder indenfor de områder, vi peger på, kan bidrage til at udvide den rumlige og tidslige dækning af NOVANA-programmet. Dermed kan der opnås en bedre overvågning samt højere objektivitet, fordi menneskelig bias i så fald vil påvirke de pågældende indikatorer i mindre grad end i dag.

Summary

This report is an update of an earlier report from 2021 (Moeslund et al. 2021). The update was undertaken to incorporate the most recent knowledge and thereby provide a current overview of alternative data sources for nature monitoring in Denmark. It comprises a screening of alternative data sources for the indicators used today in the mapping and monitoring of terrestrial habitat types listed on Annex I of the EU Habitats Directive, i.e. the habitats considered most valuable within the EU. We searched close to 6,000 studies and reviewed more than 3,000 of them within remote sensing, environmental DNA and acoustics. For both the current indicators and a number of potential new indicators, we present the alternative data sources that exist and discuss the scope for using them, with a view to making mapping and monitoring cost-effective and, where possible, better.

We identified a range of alternative data sources, both for the current indicators and for possible new indicators in the NOVANA programme (the Danish monitoring programme for Annex-I habitats). None of them, however, is an off-the-shelf product that can simply be adopted. Therefore, development and testing are needed if one wishes to incorporate these alternative data sources into mapping and monitoring efforts. Our screening can serve as a basis for prioritising which alternative data sources to pursue first.

In the short term, we particularly highlight the current indicators "woody plant cover (> 1 m)" and "light conditions (canopy cover)", which we consider likely to be replaceable with alternative data sources – airborne lidar in both cases – with a relatively small development and testing effort.

We further recommend looking into alternative data sources for the indicators "vegetation height", "bare soil", "dwarf shrub cover" and "drainage, ditches". The data sources behind these indicators may possibly be replaced by others, but this needs closer investigation and may involve substantial development work. For the first three, however, Danish Centre for Environment and Energy (DCE, dce.au.dk) is already working on a lidar-based model within the project "Digital Naturovervågning" (DNO, digital nature monitoring) that estimates vegetation height and at the same time identifies areas of bare soil, open water and dwarf shrubs.

We recommend initiating tests of eDNA methods in monitoring in the foreseeable future – in the long term these may be both cost-effective and provide better data for many of the indicators that currently rest on plant species lists. This applies among others to the indicators "species index", "woody plant diversity and tree species" and the three Ellenberg-based indicators (Ellenberg values are associated with plant traits and reflect a plant species' preference for a given abiotic factor, e.g. soil moisture). The potential new indicator "species index (multiple species groups)", which is based on eDNA methods, may in particular constitute a valuable indicator carrying a high level of information about the condition of natural areas. In the long term, DNA methods could possibly serve as an alternative to the plant species list collected during field visits today. In the short to medium term, however, we see no current alternative data source that can replace it, and we consider the plant species list indispensable for monitoring habitats in Denmark, as it holds a range of

essential information about habitat condition and quality and about the abiotic environment of the sites (e.g. nutrient status, moisture and pH).

Besides "species index (multiple species groups)", we consider that there is long-term potential in pursuing the new indicators "coastal dynamics", "floral resources", "water level changes" and possibly "dead wood without decomposition stage" based on alternative data sources. For the last of these, the cost would be lower than indicated in the tables – and the priority score correspondingly higher – if the indicator were based on airborne lidar alone. Most of these indicators have somewhat lower priority scores than our other recommendations, for various reasons, but we nevertheless consider them relevant because the corresponding field registrations are difficult or time-consuming.

For the same reason we also highlight "large trees" and "veteran trees" despite their low priority scores. Both have a highly clumped distribution in forests, which makes sampling in relatively small plots less suited to assessing the conservation status of forest habitat types. We recommend considering these two indicators together with "dead wood without decomposition stage" and "species-rich understorey". Large trees and dead wood would have to be estimated from the same airborne point cloud, whereas veteran trees and species-rich understorey require data collected beneath the canopy. A joint effort could deliver both validation data for the point cloud models and the data underpinning the latter two indicators, while also establishing the field time requirements that determine whether the below-canopy methods are attractive.

Two considerations cut across our recommendations. First, scale matters significantly for a number of indicators – among them "bare soil", "open water", "dwarf shrub cover" and "eutrophication". For these we judge that alternative data sources will work considerably better at polygon level than at plot level. A decision on the scale at which an indicator is to be assessed may therefore in itself determine whether a change of data source is sensible. Second, the great majority of the studies we cite were carried out in countries and habitat types other than the Danish ones, and testing in Denmark is therefore necessary before a method is taken into use. The Biodiversa+ Habitats and SenseForest pilot projects, in which DCE participates, aim to address precisely this question.

In our assessment, the use of alternative data sources within the areas we point to can help expand the spatial and temporal coverage of the NOVANA programme. This may in turn yield better monitoring and higher objectivity, since human bias would then affect the indicators concerned to a lesser degree than today.

1 Indledning

Denne rapport omhandler alternative datakilder til de indikatorer, der i dag anvendes i NOVANA-overvågning og -kortlægning af de terrestriske habitatnaturtyper i Danmark (se novana.au.dk), men omfatter også beskrivelser af nye indikatorer. Rapporten giver et overblik over alternative datakilder på et overordnet niveau og rummer derfor ikke detaljer omkring priser, nødvendige faciliteter og udviklingsbehov. Disse datakilder er i mange tilfælde meget specifikke og skal undersøges grundigt, før de eventuelt inddrages i overvågningen.

Fælles for stort set alle de alternative datakilder, der nævnes i denne rapport – navnlig dem, der er baseret på remote sensing – er, at vi ikke ved, hvor godt de virker på nye inputdata. Det gælder fx når teknologier udvikles eller ændres og inputdata dermed er anderledes, end det metoderne hidtil er afprøvet på. Det betyder, at der i næsten alle tilfælde er relativt stor usikkerhed om, hvor konsistente de estimerer, der udarbejdes ud fra angivne metoder, vil være over tid. Vi anbefaler derfor, at man altid gør sig nøje overvejelser om fremtidige inputdata og deres mulige indflydelse på metodernes konsistens – i mange tilfælde bør metoderne afprøves på tidsserier, så man får et indtryk heraf.

Hertil kommer, at ændringer i datakilder eller metoder i overvågningsprogrammer i sig selv kan skabe brud i eksisterende tidsserier. Selv hvis en alternativ datakilde eller metode estimerer en indikator med høj nøjagtighed, vil den ikke nødvendigvis give præcis samme niveau som den hidtidige metode. Et umiddelbart skift kan derfor medføre en ændring i tidsserien, som fejlagtigt kan fortolkes som en reel ændring i den overvågede tilstand. Vi anbefaler på den baggrund, at den hidtidige og den alternative datakilde eller metode i en overgangsperiode anvendes parallelt. Dette giver mulighed for at kvantificere sammenhængen mellem de to og vurdere, hvordan et eventuelt metodisk skift påvirker tidsserien. På den baggrund kan det afgøres, om tidsserien kan sammenkøbes, om tidligere observationer bør omregnes, eller om der må accepteres et brud i tidsserien. Længden af en sådan overgangsperiode bør afhænge af den enkelte indikators variation over tid og formålet med overvågningen. Omkostningerne til parallel registrering og eventuel efterfølgende bearbejdning bør indgå i den samlede vurdering af et skift i datakilde eller metode.

I denne rapport findes først en gennemgang af metoder og termer (kapitel 2) og en beskrivelse af baggrunden for denne rapport (kapitel 3). I kapitel 4 gives et overordnet indblik i de alternative datakilder, der ligger til grund for de indikatorer, der gennemgås i detaljer i kapitlerne 5 og 6. I kapitel 5 gennemgås alternative datakilder til eksisterende indikatorer i overvågningen og kortlægningen af terrestriske naturtyper. I samme kapitel gennemgås mulige nye, konkrete indikatorer baseret på andre datakilder end de feltbaserede, der anvendes i dag, og endelig rummer kapitel 6 mulige nye, mere indirekte indikatorer, der kan være egnede til beskrivelse af habitatnaturtypernes tilstand og indsatsbehov.

For hver ny indikator, der beskrives i denne rapport, angives hvilke nuværende indikatorer disse eventuelt vil kunne erstatte. Under hver beskrivelse af en indikator er det altid det alternativ, som vurderes at være mest nærliggende at overveje, der beskrives først. Til hvert af kapitlerne 5 og 6 findes en oversigtstabel ([som kan findes i de elektroniske bilag](#)), hvor indikatorerne

vurderes ift. pris, operationalitet, evidens og udviklingsbehov. Disse informationer sammenfattes i en prioritetsscore fra 0 til 3000 efter inspiration fra Failure Modes and Effects Analysis konceptet (FMEA, Dhillon (1992)). Operationalitet, evidens og udviklingsbehov scores hver på en skala fra 0 til 10, mens pris scores på en skala fra 1 til 3. Operationalitet scores efter, hvor sikre vi er på, at datakilden vil fungere til indikatoren (0 = fungerer ikke, 5 = fungerer måske, 10 = fungerer helt sikkert), evidens efter hvor meget dokumentation der findes (0 = ingen dokumentation, 5 = en del studier, 10 = overvældende dokumentation), og udviklingsbehov efter hvor stort et arbejde der skønnes nødvendigt (0 = mere end 10 årsværk, 5 = ca. 5 årsværk, 10 = intet udviklingsbehov). En høj score er i alle tilfælde udtryk for, at en alternativ datakilde er attraktiv (fx betyder en prisscore på 3, at løsningen er billig, og en høj score for udviklingsbehov, at udviklingsbehovet er lille). De fire scorer ganges sammen, og prioritetsscoren kan derfor ligge mellem 0 og 3000. Prisscoren ligger på en 1-3-skala og vægter dermed mindre i den samlede prioritetsscore end de tre øvrige parametre, som hver kan ændre scoren med op til en faktor 10. Det er samtidig den score, der er mest usikkerhed omkring, fordi denne rapport ikke rummer detaljerede prisoverslag, og dette bør man have i tankerne, når man læser tabellerne. En score på 0 for et af de tre første parametre betyder, at datakilden slet ikke er operationel, at der ingen evidens er for den, eller at vi vurderer, at den med den nuværende viden ikke kan udvikles – og en sådan score sætter derfor hele prioritetsscoren til 0, uanset de øvrige parametre. Prisscoren har ikke en tilsvarende nulværdi, fordi vi ikke kan vurdere en løsning som decideret uopnåeligt dyr; de tilfælde fanges i stedet af udviklingsbehovsscoren.

Indikatorer med en prioritetsscore over 2000 er de mest oplagte at inddrage som erstatning for de eksisterende feltbaserede indikatorer, og indikatorer med en prioritetsscore over 750 har et potentiale, man kan overveje at undersøge nærmere fremover. Indikatorer under 750 vil i mange tilfælde være mindre interessante at gå videre med, fordi de pt. har for stort et udviklingsbehov, for ringe evidens for at metoden virker, ikke er tilstrækkeligt operationelle eller vurderes for dyre. Dog er det relevant at skele til operationalitetsscoren, der kan være høj selvom nogle af de andre scorer er lave, og den samlede prioritetsscore dermed under 750. Operationalitetsscoren siger noget om, hvor godt vi vurderer, at en alternativ datakilde vil fungere til den nævnte indikator, og i nogle tilfælde er det muligt, at den egenskab er vigtigere end de andre parametre. Når vi i sammenfatningen peger på indikatorer, der på længere sigt kan være interessante, inddrager vi desuden, hvor vanskelig eller tidskrævende den pågældende indikator er at registrere i felten med den nuværende metode. En indikator kan derfor have en lav prioritetsscore og alligevel være værd at arbejde videre med, hvis den nuværende feltbaserede løsning er dyr eller behæftet med stor usikkerhed. Omvendt kan en indikator, der er hurtig og pålidelig at registrere i felten, være mindre oplagt at erstatte, selv hvor der findes en velfungerende alternativ datakilde.

I sammenfatningen øverst i rapporten opsummeres og konkluderes, og vi angiver vores anbefalinger til, hvilke alternative datakilder der er mest oplagte at gå videre med – både her og nu og på længere sigt.

2 Baggrund

2.1 NOVANA-programmets naturtypeovervågning

NOVANA-programmets overvågning af de 44 terrestriske naturtyper på habitatdirektivets bilag I omfatter blandt andet en fladedækkende kortlægning inden for habitatområderne og en stikprøvebaseret kontrolovervågning i faste prøvefelter fordelt over hele landet.

2.1.1 Kortlægningen af habitatnaturtyper

NOVANA-programmets naturtypekortlægning er en fladedækkende kortlægning inden for habitatområderne af de 34 lysåbne terrestriske naturtyper og de 10 skovtyper i habitatdirektivets bilag I (læs mere her: <https://novana.au.dk/naturtyper/kortlaegning/>). Kortlægningen har ophæng i miljømålsloven og har indtil nu dannet grundlag for Natura 2000-planlægningen af forvaltningsindsatser i habitatområderne.

Som en del af kortlægningen afgrænses og identificeres alle forekomster med habitatnatur inden for habitatområderne, og med udgangspunkt i vegetationens artssammensætning og de strukturelle forhold identificeres habitatnaturtyperne efter "Nøgle til bestemmelse af habitatdirektivets naturtyper" og "Beskrivelser af habitatdirektivets naturtyper". I det afgrænsede areal med en habitatnaturtype registreres udbredelse og dækning af en række indikatorer, der afspejler vegetationens struktur og påvirkningsfaktorer. Dette gælder eksempelvis dækningen af bar jord, mosser, laver og vedplanter, græs- og urtevegetationens højde, forekomsten af invasive plantearter, omfanget af græsning/høslæt, tilstedeværelsen af en række naturtypekarakteristiske strukturer (som store sten på overdrev, loer og saltpander på strandenge og mosrige partier i rigkær), tegn på landbrugsmaessige påvirkninger og modifikationer af hydrologi og kystdynamik. Hver strukturindikator opgøres i en række kategorier, og i feltet angives den kategori, der beskriver arealets tilstand bedst muligt. Eksempelvis opgives dækningsgraden af en given indikator i intervaller og ikke som præcise procentdele. Strukturindikatorerne indgår i beregningerne af et [strukturindeks](#) for hvert kortlagt areal. Strukturtilstanden giver en indikation på omfanget af negative påvirkninger såsom tilgroning, næringsbelastning eller afvanding og dermed også på behovet for en indsats. En forværring i strukturindekset over tid kræver en akut indsats for ikke at forværre levevilkårene for biodiversiteten.

Inden for hvert afgrænset areal med en habitatnaturtype udlægges én dokumentationscirkel med en radius på 5 meter, inden for hvilken der indsamles en komplet planteartsliste. Dokumentationscirklen skal beskrive det biologiske potentiale på arealet og dokumentere den angivne habitatnaturtype og udlægges derfor i et homogent område og så vidt muligt i den bedst udviklede og mindst påvirkede del af det kortlagte areal. Artslisten fra dokumentationscirklen indgår i beregningerne af et [artsindeks](#) for hvert kortlagte areal. Artstilstanden giver en indikation på, om naturtypens tilknyttede plantearter har formået at kolonisere området og overleve. Det afspejler derfor også den historiske udvikling. Der vil ofte være en forsinkelse i artsindholdets respons på ændrede muligheder, både i positiv og negativ retning.

Indikatorerne anvendes til at beregne en naturtilstand på en skala fra 0 til 1, opdelt i fem tilstandsklasser: dårlig, ringe, moderat, god og høj naturtilstand. Naturtilstanden er en sammenvejning af naturtypernes struktur- og artstilstand ([læs mere her](#)).

Kortlægningsmetoden er en omkostningseffektiv og robust metode, men også en relativt grov metode. Vurderinger af det enkelte areals udvikling over tid er påvirket af kortlægnings tidspunktet og den enkelte inventør, og vurderinger over tid på habitatområde- eller nationalt niveau er påvirket af metodeændringer og omfanget af kortlægningen.

2.1.2 Kontrolovervågningen

For de 44 terrestriske naturtyper på habitatdirektivets bilag I foretages en stikprøvebaseret overvågning i faste prøvefelter, fordelt med et antal prøvefelter på hver af mere end 2.800 overvågningsstationer. I hvert prøvefelt foretages en systematisk registrering af plantearternes forekomst (gælder fx strandenge, overdrev og kalkrige moser) eller dækningsgrader ved pinpoint-analyser (gælder fx klitter, heder og sure moser) i en central ramme på 0,5 × 0,5 m. I en cirkel med en radius på 5 m eller 15 m (skov) registreres naturtypen og indikatorer for vegetationens struktur og artssammensætning, fx vegetationens højde, dækningen af dværgbuske, vedplanter, mosser, laver, blankt vand og bar jord. I 5-m cirklen indsamles også jord-, vand- og planteprøver til laboratorieanalyser af surhedsgrad og indhold af næringsstoffer. I 15-m cirklen i skov indsamles blandt andet information om dødt ved samt artssammensætning og diameter i brysthøjde (DBH) af store træer. De indsamlede overvågningsdata omsættes efterfølgende til en række indikatorer for naturtypernes tilstand og udvikling, der blandt andet anvendes til vurderinger af bevaringsstatus ([læs mere her](#)):

Frem til 2025 fandtes ikke en fælleseuropæisk metode til at vurdere og overvåge habitatnaturtypernes tilstand, og det har været op til det enkelte medlemsland at fastlægge sine egne overvågningsmetoder. EU-kommissionen har i 2025 udgivet en vejledning til harmonisering af metoder til vurdering og overvågning af habitatnaturtypernes tilstand på tværs af medlemslandene. Det gælder både Habitatdirektivets for Artikel 17-vurderinger af [struktur og funktion](#) og for naturgenopretningsforordningens målsætning om forbedringer af tilstanden (Olmeda et al. 2025). Flere lande undersøger i disse år mulighederne for at inddrage alternative datakilder, og under Biodiversa+ gennemføres pilotprojekter, der blandt andet tester, hvor godt metoderne kan overføres mellem lande – for de lysåbne naturtyper er Habitat-pilotprojektet netop afsluttet og for skovnaturtyperne kører pilotprojektet SenseForest i skrivende stund. DCE deltager i begge. Resultaterne herfra kan være med til at belyse spørgsmål om overførbarehed, som vi flere steder i denne rapport peger på som en væsentlig usikkerhed.

2.2 Generelt om remote sensing

De præcise og finskalerede opmålinger, som udføres ved traditionelle feltobservationer, er vigtige for vores forståelse af naturområdernes udvikling. Dog er mange af målingerne tidskrævende og dermed omkostningstunge og kan kun relateres til et enkelt punkt eller mindre flader i landskabet på et givet tidspunkt (Pettorelli et al. 2005; Zahawi et al. 2015). I dynamiske økosystemer fluktuerer de naturlige elementer gennem tid og rum, og for at kunne overvåge naturlige landskaber er det i nogle tilfælde vigtigt med stor arealmæssig

dækning samt tidslig opløsning. Udviklingen af remote sensing-teknikker har inden for nogle områder vist sig at have et uforløst potentiale i denne sammenhæng, men disse teknikker anbefales mest som supplement til feltdata, og ikke som en fuldstændig erstatning af disse (Cavender-Bares et al. 2022). Remote sensing som datakilde til overvågning og kortlægning af natur og biodiversitet er dog stadig i sin barndom, og der findes endnu kun få standard-metoder til simple grovskala-overvågningsopgaver – Global Forest Watch, der overvåger skovrydning globalt, er en af undtagelserne (Hansen et al. 2013) – på trods af, at man længe har talt om vigtigheden heraf (Vanden Borre et al. 2011). På den anden side er forskning i anvendelse af remote sensing i rivende udvikling, og hvor man for 15 år siden stort set kun så studier med simpel anvendelse og data i grov opløsning (Liu et al. 2009; Pettorelli et al. 2011), begynder der nu at komme eksempler på anvendelsen af remote sensing på fin rumlig skala med detaljerede informationer om konkrete arters forekomster og lokale naturarealers biologiske og strukturelle tilstand og diversitet (se kapitlerne 5 og 6). Der publiceres også flere og flere studier, hvor man udnytter forskellige datakilder samtidigt til at forbedre disse datas udsagnskraft om naturen (Lyu et al. 2024; Schulte to Bühne and Pettorelli 2018), ligesom et stigende antal studier anvender deep learning og relaterede metoder (AI) til analyse af både remote sensing data såvel som andre miljødata (Pettorelli et al. 2025). En af de helt store udfordringer i anvendelsen af remote sensing er, at det ofte kræver dyb teknisk viden om håndtering af store mængder data, atmosfærekemi, dataformater, biofysik og matematik, hvilket sjældent findes hos forvaltere og forskere, der beskæftiger sig med arter og deres levesteder (Pettorelli et al. 2016; Pettorelli et al. 2025). I dag findes mange studier, som i en eller anden grad lover mere, end de kan holde; ofte loves, at resultaterne kan bruges til naturovervågning eller ligefrem til at indberette bevaringsstatus til EU, men når man kigger dem efter, er det sjældent tilfældet, hvilket hænger sammen med følgende forhold:

1. at der anvendes black-box-metoder, hvor man ikke får viden om, hvad der skal til for at forbedre eller forværre tilstanden i et givet område (se fx Pettorelli et al. 2025),
2. at man ikke har testet om, eller i hvor høj grad (nøjagtighed), den alternative datakilde rent faktisk måler det, der påstås (fx Requena-Mullor et al. (2018)), samt transferabilitet og dermed, i hvilken grad metoden kan måle ændringer over tid,
3. at resultaterne er på for grov en skala til, at man reelt kan bruge dem til at beskrive tilstand og forvaltningsbehov, eller
4. at de kun dækker simple habitattyper, fx alpine områder, meget tørre habitater eller det akvatiske eller marine miljø (Feld et al. 2009; Petrou et al. 2015 og adskillige eksempler i Murray et al. 2018).

2.3 Generelt om andre datakilder

Over de senere år er environmental DNA (eDNA) blevet udbredt (se afsnit 4.2 "Environmental DNA"). Udviklingen af denne teknologi går meget hurtigt, og nylige fremskridt samt forventede fremskridt i nær fremtid gør data fra denne teknologi interessante at overveje i naturovervågningen. Derudover har bioakustik og økoakustik (se afsnit 4.3 "Passiv akustisk overvågning") inden for de seneste 15 år vundet indpas inden for naturovervågning, og kan måske i fremtiden byde på omkostningseffektive datakilder (Gibb et al. 2019). Bioakustik anvendes allerede i dag inden for overvågning af flagermus og marsvin i NOVANA artsovervågningen, men med den nyeste forskning udvikles teknologien til en mere bred overvågning af biodiversitet.

3 Metoder

Der findes efterhånden tusindvis af studier, der inddrager alternative datakilder som fx remote sensing (indsamling af data på afstand, fx fra satellit), og det har ikke været muligt at inddrage dem alle i denne rapport. Denne rapport baserer sig på en systematisk fremsøgning (se nedenfor) af op imod 6.000 studier, hvoraf vi har gennemgået mere end 3000 og udvalgt de relevante. Der vil være nicher inden for emnet, som vi har vurderet, er mindre relevante, og derfor ikke er dækket her.

I rapporten refereres ofte til termen "alternative datakilder" uden angivelse af den specifikke kontekst. Med denne term menes alternativer til de datakilder, der anvendes i NOVANA-programmet i dag, som typisk indsamles ved feltbesøg.

Til at give et indtryk af, hvor gode de alternative datakilder er til at estimere en given indikator, anvender vi termen "nøjagtighed". Der er forskel på termene nøjagtighed og præcision; nøjagtighed refererer til, hvor tæt en given måling er på målet, mens præcision refererer til, hvor reproducerbar en given måling er. Nøjagtighed refererer derfor til, hvor tæt en given måling med en alternativ datakilde er på at repræsentere en af de ønskede indikatorer. Nøjagtighed estimeres oftest ved sammenligning med referencedata indsamlet i felten eller ud fra billedmateriale. I mange af de refererede studier er nøjagtigheden imidlertid målt på forskellige måder, og derfor er de givne nøjagtigheder i denne rapport ikke nødvendigvis direkte sammenlignelige. Vi har i alle tilfælde forsøgt at finde tal for nøjagtigheder, som dækker ovenstående betydning så godt som muligt. Generelt er dét tal, vi angiver som nøjagtighed, enten R^2 -værdien, en anden form for "goodness of fit", eller den klassifikationsnøjagtighed, som forskerne har angivet. Når man læser nøjagtighederne, som angives, er det vigtigt, at man husker på, at mange indikatorer også er svære at estimere i felten, selv for specialister, og derfor kan man oftest ikke forvente 100 % nøjagtighed. Hvor svært det er, varierer dog betydeligt mellem indikatorerne. Der findes os bekendt ikke undersøgelser, der kvantificerer dette, så vores vurdering af dette forhold bygger på felterfaring. Omvendt er de givne nøjagtigheder ofte højere end de vil være i virkeligheden, fordi de ikke altid er baseret på uafhængige valideringsdata. Når vi bruger termen *operationalitet* i denne rapport, har vi forsøgt at tage højde for ovenstående, og denne term dækker således over vores vurdering af, hvor god en given alternativ datakilde er i forhold til, hvor gode estimater man kan få med de traditionelle feltregistreringer.

Vi har generelt taget udgangspunkt i den rumlige skala, som de forskellige indikatorer bruges på i dag. Hvis en indikator i dag anvendes på prøvefeltsniveau (fx 5- eller 15-m cirkler), så har vi forsøgt at screene for alternative datakilder, der også ville kunne fungere på prøvefeltsniveau. Ligeledes har vi som udgangspunkt eftersøgt alternative datakilder, der kan fungere på polygonniveau, hvis det er den skala, de anvendes på i dag. Hvor det er relevant, nævner vi, hvis en alternativ datakilde ikke fungerer optimalt på én skala (fx prøvefeltsniveau), men formentlig vil kunne bruges fornuftigt på en anden skala (fx polygonniveau). De prioritetscorer, der angives i tabellerne for nuværende eller alternative indikatorer (se nederst i indledningen), tager udgangspunkt i den rumlige skala, som den givne indikator anvendes (eller ville anvendes) på i dag.

Fordi der er så meget litteratur, er det vigtigt at være systematisk og præcis i fremsøgningen og udvælgelsen af studier, der er relevante for det specifikke formål i denne rapport. Derfor har vi opdelt litteratursøgningen i to trin: En overordnet søgning og et stort antal supplerende søgninger, som sikrer, at al væsentlig litteratur er med. Vi har brugt Web of Science (webofscience.com), som er den førende og mest anvendte søgemaskine til fagfællebedømt videnskabelig litteratur. Til den første overordnede søgning har vi brugt pakken *litsearchR* til statistikprogrammet R (<https://elizagrames.github.io/litsearchr/>). Denne pakke understøtter systematisk litteratursøgning og sikrer gennem en række trin, at man får alle relevante søgetermer med. Man starter med en ret specifik søgning. Herefter importerer man søgeresultaterne med *litsearchR*, som så gennemgår titler og abstracts og herefter foreslår en lang række ekstra søgeord baseret på, hvor ofte de forekommer. I denne proces definerer man en lang række såkaldte stop-words, som er helt almindelige ord, som man ikke vil søge på, og disse ekskluderes. Til sidst gennemgår man alle søgetermer for at ekskludere dem, der ikke er relevante og meningsfyldte. Efter denne proces var vores endelige søgestreng: ("biodiversity conservation" OR "biodiversity indicator" OR "biodiversity monitoring" OR "conservation status" OR "ecological quality" OR "ecological status" OR "endangered species" OR "habitat monitoring" OR "habitat quality" OR "habitats directive" OR "human disturbance" OR "natura 2000" OR "biodiversity assessment" OR "ecological assessment" OR "ecological index" OR "surface ecological status" OR "indicator species") AND ("airborne lidar" OR "dna metabarcoding" OR "environmental dna" OR "geographic information" OR "light detection" OR "remote sensing" OR "airborne laser" OR "aperture radar" OR "difference vegetation index" OR "hyperspectral imagery" OR "laser scanner" OR "laser scanning" OR "multispectral imagery" OR "normalized difference vegetation index" OR "remotely sensed" OR "satellite imagery" OR "satellite images" OR "satellite remote" OR "spectral mixture" OR "synthetic aperture radar" OR "unmanned aerial" OR edna OR e-dna). Vi ekskluderede resultater med "corona" eller "covid" i titlen. Denne søgning gav 5569 resultater. Af dem gennemgik vi titler eller abstracts for de 2000 første resultater sorteret efter dato med nyeste først og de 1000 første sorteret efter relevans. Herved udvalgte vi alle relevante studier som baggrund for denne rapport. På denne måde sikrede vi både at dække de sidste nye studier og den mest relevante litteratur. I trin to af vores søgning lavede vi en række supplerende litteratursøgninger for at være helt sikre på at få al relevant litteratur med. Søgetermerne til disse findes i appendiks 1. Endelig har vi gennemgået relevante referencer i de artikler, som vi fandt med ovenstående metoder, hvis de ikke allerede var blandt de fremsøgte. Studier fundet ad disse to veje blev screenet efter samme fremgangsmåde som ovenfor. Samlet har vi således gennemgået mere end 3000 studier.

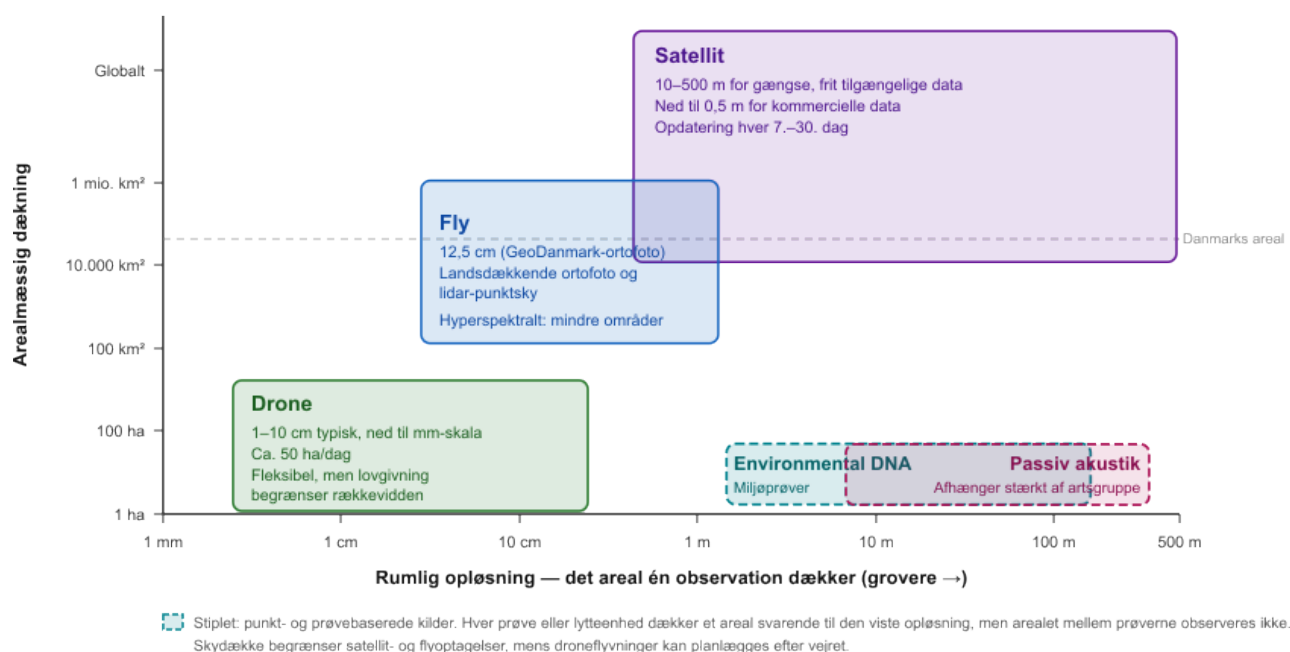
4 Alternative datakilder

I dette afsnit gives et overordnet indblik i de alternative datakilder, der er inddraget i denne rapport, herunder generelle udfordringer ved at anvende dem til at beskrive naturens tilstand og udvikling. Specifikke udfordringer er angivet under hver indikator i beskrivelserne i kapitlerne 5 og 6.

4.1 Remote sensing

4.1.1 Platforme og dataopløsning

Remote sensing-data fra passive sensorer bliver ofte optaget fra luftbårne platforme som fx fly og droner eller fra rummet ved brug af satellitter, men kan også optages med håndholdte enheder. Der kan under selve dataindsamlingen være særlige forhold grundet fx vejr og atmosfære, som skaber et behov for efterjustering af data. Et markant skydække kan være en stor udfordring for at opnå satellitbilleder af tilstrækkelig kvalitet. For satellitdata er der desuden et behov for at korrigere for den spredning og absorption af lyset, der sker gennem atmosfæren på rejsen til og fra objekter på Jorden (atmosfærisk korrektion). De vejrmæssige udfordringer kan reduceres ved at benytte fleksible platforme som droner, der kan planlægges fra dag til dag. De vejrmæssige forstyrrelser øges med flyvehøjden, særligt når denne overstiger højden for skydækket.



Figur 4.1. Overblik over de forskellige datakilder, der dækkes i denne rapport og deres rumlige opløsning samt arealmæssige dækning.

Ud over ovennævnte fleksibilitet adskiller de typiske platforme (droner, fly, satellitter) sig fra hinanden ved deres forskellige pris og forskellige muligheder inden for flyvehøjde, som er afgørende for rumlig og spektral opløsning og arealmæssig dækning (Toth and Józków 2016; se Figur 4.1). Ved anvendelse af satellitdata kan man for visse produkter opnå næsten global dækning og en opdateringsfrekvens på 7–30 dage. Satellitdata har generelt en grovkornet rumlig opløsning, typisk 10–500 m for de mest gængse produkter. Den

rumlige opløsning af satellitdata er dog de seneste år blevet forbedret væsentligt, og der findes i dag private selskaber, der kan levere data i en opløsning ned til 0,5 m. Data fra fly opdateres normalt ikke så ofte og dækker typisk kun regionalt, som fx det årlige luftfoto af Danmark, som stilles til rådighed af GeoDanmark. Her er den rumlige opløsning til gengæld høj (12,5 cm for GeoDanmark luftfotos) pga. den lavere flyvehøjde sammenlignet med satellitter. Med den seneste udvikling af dronebaseret remote sensing har den rumlige opløsning af data bevæget sig ned på millimeterskala (Murfitt et al. 2017; Pande et al. 2024), men en opløsning på 1–10 cm er typisk opnåeligt over områder af en operationel størrelse for naturovervågning (flere hektar, Toth and Józków (2016)) og det giver flere muligheder for overvågning end data fra fly og satellitter (Zhang et al. 2024). Droner kan typisk kun dække enkelt-lokaliteter eller mindre landskaber. Dette skyldes mest af alt lovmæssige barrierer frem for tekniske udfordringer, og der foregår allerede forsøg med langtrækkende droneflyvninger i Grønland (Jouvet et al. 2019) ligesom et nyt europæisk projekt bl.a. har til formål at bidrage til at løse nogle af disse hindringer (wilddrone.eu). Vi forventer derfor, at der i fremtiden vil være bedre muligheder for at dække større arealer end hidtil. Et af de første studier der systematisk har analyseret økonomien i at bruge droner til overvågning af natur viser, at det er dyrere end feltarbejde på lokal skala, men nævner at det formentlig vil være billigere, når man opskalerer brugen til større arealer, fordi man vinder en del på dyre analysetimer, og personale og udstyr, der bruges bedre (Schöttker et al. 2023). Denne analyse bygger på nogle bestemte antagelser som ikke nødvendigvis gælder i Danmark og prisforskellen mellem anvendelse af droner hhv. feltarbejde til overvågning vil afhænge af mange forskellige parametre, fx niveauet for arbejds løn i det pågældende land.

4.1.2 Passiv remote sensing

Ofte er remote sensing baseret på observationer fra passive sensorer, der eksempelvis omfatter kameraenheder kendt fra vores dagligdag. Kameraet måler de elektromagnetiske stråler, der reflekteres fra målte objekters overflade og udsender således ikke selv aktivt et signal, som reflekteres og måles (se 4.1.3 "Aktiv remote sensing"). Remote sensing bliver af de fleste forbundet med multi- eller hyperspektrale data; data, som typisk er optaget fra satellitter af en passiv sensor, der optager de elektromagnetiske stråler fra Solen, som objekters overflader reflekterer. Mange kalder disse data for *satellitbilleder*. I dag optages denne type data imidlertid også fra bl.a. droner og fly, men som regel i finere rumlig opløsning. Derfor giver det god mening at omtale multi- og hyperspektrale billeddata samlet, uanset hvilken platform de er optaget fra. Disse data består af en række spektrale "bånd" (dvs. afgrænsede bølglængdeintervaller af elektromagnetisk stråling, både synlige og usynlige for det menneskelige øje) og repræsenterer således en lang række egenskaber ved forskellige objekter i landskabet, som reflekterer elektromagnetisk stråling i forskellige bølglængder. Som regel er mindst tre bånd repræsenteret (rødt, grønt og blå lys, kendt som RGB-billeder), og så længe der kun er forholdsvis få bånd (< ca. 15), kalder man data for multispektrale data.

Findes der mange bånd, betegner man data som hyperspektrale, og man ser tit, at folk omtaler disse data som havende høj spektral opløsning, fordi mange bånd ofte medfører meget smalle bånd, altså mindre bølglængdeintervaller, helt ned til 10 nm (Zhu et al. 2023). Udover den spektrale opløsning, er det vigtigt, hvor stor en andel af det elektromagnetiske spektrum der opfanges af sensorerne. Hvor nogle sensorer kun opfanger lys i det synlige spektrum, opfanger andre lys i det ultraviolette eller forskellige dele af det

infrarøde spektrum. Især det infrarøde spektrum har betydning for, i hvor høj grad remote sensing-data kan bruges til at måle variation i miljøforhold (fx vand og næring) samt artssammensætning. Jo større en del af det elektromagnetiske spektrum, der opfanges, jo nemmere er det at måle variationen.

Hyperspektrale data har ofte flere hundrede bånd (Mücher et al. 2013), og typisk dækker disse data også en større del af det elektromagnetiske spektrum. Der er meget stor forskel på både den rumlige og den spektrale opløsning; data fra moderne satellitter, fx [Sentinel-2](#) (10–20 m opløsning for de vegetationsrelevante bånd) og [Landsat 8/9](#) (30 m), har en rumlig opløsning på 10–30 m og som regel 10–13 spektrale bånd, data fra fly er ofte hyperspektrale med relativt høj opløsning, mens data fra droner som regel er RGB eller multispektrale (det er dog muligt at optage hyperspektrale data med > 35 bånd) og i meget fin opløsning (< 1 m). Satellitbaserede data fra de store offentlige institutioner, fx European Space Agency (Sentinel-1, -2) og NASA, er som regel gratis at anvende. Desuden har en række private selskaber satellitter i omkreds om Jorden, og fælles for disse er, at de ofte leverer data i højere rumlig opløsning (0,5–5 m), men ikke altid dækker hele Jorden, og det er temmelig kostbart at købe data, som ofte købes for en given tidsperiode. Satellitter er konstant i kredsløb om Jorden og sender data ned hele tiden. Det betyder, at data fra satellitter optager data fra fx Danmark mange gange om året (ca. hver 5.–12. dag). Data fra droner giver mulighed for høj tidslig og rumlig opløsning (sub-centimeter), da overflyvningerne kan tilpasses formålet. Generelt er dronedata dyrere end offentligt tilgængeligt satellitdata, da de oftest skal optages og indkøbes til formålet. Dronedata vurderes dog i nogle tilfælde at være billigere på landskabsskala end fladedækkende felt-inventering, da de kan indsamles hurtigt over relativt store og uvejsomme områder.

4.1.3 Aktiv remote sensing

Aktiv remote sensing dækker teknologier, hvor teknikken består af både en signalsender og en signalmodtager. Til forskel fra passiv remote sensing udsender teknikken her sit eget signal, som typisk reflekteres af de overflader, signalet rammer, og disse refleksioner modtages igen af signalmodtageren og danner grund for de resulterende data.

Lidar

Lidar hører til aktiv remote sensing ligesom SAR (se "Synthetic Aperture Radar (SAR)" nedenfor). Fra lidar-enheden udsendes en laserpuls, som rammer en eller flere overflader, der i større eller mindre grad reflekterer laserlyset. En sensor registrerer disse refleksioner og måler tiden fra pulsudsendelse til refleksionsmodtagelse. Denne tid er proportional med afstanden mellem lidar-enheden og den overflade, som lyset ramte, og det princip bruger man i moderne lidar-teknologi til at skabe 3D-punktskyer af fx et landskab ved at overflyve det med et fly med en lidar-enhed ombord. Typisk vil en lidar-sensor på en platform i bevægelse (fx et fly) skanne overfladen, ved at laserpulser kontinuerligt sendes ud i et mønster, så større landområder dækkes. Man ser også betegnelsen "3D laser scanning" brugt om metoden. Laserpulsen rammer et vist overfladeareal, et såkaldt footprint, som regel i størrelsesordenen 1–2 m i diameter. Det betyder, at laserpulsen ofte rammer flere overflader, fx dele af et træ og jordoverfladen, og dermed skabes flere refleksioner (ofte kaldet *ekkoer*), som opfanges af signalmodtageren i lidar-enheden på flyet. Hermed kender man afstanden til både jordoverfladen og de enkelte dele af træet og kan således konstruere et antal punkter, der repræsenterer disse. Moderne lidar-enheder kan håndtere flere pulser i luften på én gang og kan operere

med i størrelsesordenen en million pulser i sekundet og dermed skabe et utrolig detaljeret 3D-billede (punktsky) af landskabet. Med nyere enheder kan man også vælge, at refleksionerne ikke omsættes til punkter, men at hele den returnerede pulsbølge gemmes (full wave-form). Hermed får man endnu mere information, men det kræver meget stor lagerkapacitet og regnekraft at håndtere disse data, og standardfilformater er stadig under udvikling. En anden ny lidar-baseret teknologi, som endnu ikke er så anvendt i økologiske studier, er single-photon lidar (Yu et al. 2020). Her er sensoren så følsom, at den kan registrere enkelte fotoner, der reflekteres og det gør dels, at lidarenheden kan udsende pulser med langt større frekvens, og at man kan flyve væsentligt højere, og dermed kan dække store arealer mere effektivt. Teknologien har den begrænsning, at den er følsom overfor støj, fx baggrundsstråler fra solen og atmosfærisk spredning af lyset. De fleste mener, at lidar er en forkortelse for *light detection and ranging*, ligesom radar er en forkortelse for *radio detection and ranging*, men i nogle af de første tekster, der beskriver metoden, er det faktisk en forkortelse for *light radar* (Ring 1963).

Lidar-genererede data (punktskyer, højdemodel mv.) findes frit tilgængeligt for Danmark i en detaljeringsgrad, så man for de fleste områder kan lave datalag i ca. 0,5 m opløsning. Lidar-data er hidtil indsamlet med varierende mellemrum (2006–2007, 2015–2016 og 2018–2023). Planen fremover er, at der årligt indsamles data for omkring en femtedel af landet, så fuld dækning opnås over ca. fem år, og data frigives løbende for de dele af landet, der er klar. Det er muligt at man justerer indsamlingshyppighed, datakvalitet m.m. løbende efter behov, og det er derfor værd at være opmærksom på, at tidspunktet for opdatering af et givet område ikke nødvendigvis kan forudsiges præcist. Data indsamles kun uden for vækstsæsonen. Analyse af lidar-data og ekstraktion af indikatorer fra lidar-punktskyer kræver, som for spektrale satellitdata, stor teknisk kunnen.

Synthetic Aperture Radar (SAR)

Ligesom lidar (se "Lidar") er radar en aktiv remote sensing-teknik, hvor der udsendes elektromagnetiske bølger (mikrobølger), som reflekteres af de overflader, de rammer, og disse refleksioner (kaldet backscatter) registreres efterfølgende af en signalmodtager. Inden for remote sensing anvendes typisk den radarform, som hedder Synthetic Aperture Radar (SAR), som tillader en finere opløsning end traditionel radarteknologi, som fx bruges til navigation. Radar er typisk monteret på satellitter, fx den Europæiske Sentinel-1 (<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-1>). De store fordele ved satellitbåren radar er, at det dækker meget store områder og ikke påvirkes af skydække og belysning (så det fungerer både nat og dag), og ofte er data frit tilgængelige. SAR-data findes i opløsninger, som i nogle tilfælde kan være relevante for naturovervågning, især på polygonniveau – men næppe på prøvefeltsniveau. Sentinel-1 data findes fx i nogle tilfælde ned til 5 m opløsning (*Strip Map*- og *Wave*-produkterne), men kan have op til 40 m opløsning. Data i finere opløsning fra kommercielle satellitter, som måske vil kunne forbedre anvendelsen af SAR til overvågning, kostede for 10 år siden i størrelsesordenen €140/km² (Betbeder et al. 2015), og vi har pt. ikke adgang til nyere priser. Den største ulempe ved radar er, at det er komplicerede data at håndtere rigtigt, og der er generelt ikke ret megen evidens for og international erfaring med brugen af radar til naturovervågning.

4.2 Environmental DNA

Metoder inden for miljø-DNA (eDNA) baserer sig typisk på prøver af jord eller vand (vandløb, søer, hav), hvorfra DNA ekstraheres. Ved hjælp af målrettede primere amplificeres specifikke DNA-barcode-regioner gennem en proces kendt som metabarcoding. Valget af primere begrænser, hvilke arter der kan detekteres i den enkelte analyse, da de typisk er designet til at binde til evolutionært konserverede regioner hos mål-taxogruppen og dermed udelukkes andre organismer. Udover jord- og vandprøver viser et stigende antal studier, at indsamling af eDNA fra luft ligeledes kan anvendes til biodiversitetsovervågning (Johnson et al. 2023; Lynggaard et al. 2024; Roger et al. 2022; Runnel et al. 2024). Efter sekventering følger en bioinformatisk databehandling, hvor sekvensfejl fjernes, data filtreres, og de fundne DNA-sekvenser matches mod referencedatabaser for at identificere de tilstedeværende arter (Holdaway et al. 2017; Thomsen and Willerslev 2015). Ikke alle arter findes i disse referencedatabaser, men efterhånden findes en stor del af dem, og der kommer løbende flere til (Andersen and Therkildsen 2020; Martins et al. 2025; Morinière et al. 2019; Thomsen and Willerslev 2015; Wang et al. 2019; Winding et al. 2019, og [se i øvrigt denne side https://dnamark.ku.dk/](https://dnamark.ku.dk/)). Særligt vertebrater, planter og visse insektgrupper er godt dækkede.

Et alternativ til metabarcoding, som der arbejdes mere og mere med, er shotgun-sequencing (Manu and Umapathy 2023). Her opskæres DNA sekvenserne tilfældigt i bidder og sammenlignes herefter med referencedatabaser for bestemmelse af taxa. Det giver generelt i praksis en lavere taksonomisk opløsning fordi referencebibliotekerne langt fra rummer alle sekvenser, og den er samtidig langt dyrere end metabarcoding. Fordelen ved shotgun-sequencing er, at man ikke behøver slå sig fast på bestemte artsgrupper, men får alt med lige fra de simpleste vira til eukaryoter.

eDNA-metoden kræver normalt feltbesøg for at indsamle egnede prøver, men prøvetagningen kan sandsynligvis foretages af mindre specialiseret personale end i dag, og tager muligvis heller ikke lige så lang tid som traditionelle feltregistreringer af arter (Iacarus et al. 2025). Nyere studier viser, at indsamling af eDNA fra luftfiltre af forskellig art kan give god viden om flere artsgrupper (Liu 2025; Tournayre et al. 2025). Der vil være udgifter til opbevaring, transport og sekvensering af prøverne (Creer et al. 2016; Liu et al. 2020b). Sidstnævnte udgift falder støt hele tiden, og er nu ved at være nede i et leje, hvor det godt kan give mening med en nærmere undersøgelse af omkostningseffektivitet. En tungtvejende fordel ved eDNA er, at man får information om både flora, fauna og funga, og man får ofte flere arter med end med traditionelle feltbaserede metoder (Deiner et al. 2017; Holdaway et al. 2017; Iacarus et al. 2025). Derudover kan eDNA give information om arter, der kan være svære at finde under normale omstændigheder, fx uanselige arter eller arter, der kun er synlige en del af året (Beng and Corlett 2020; Iacarus et al. 2025; Lopes et al. 2020).

En ulempe ved eDNA er, at man nemt får kontamineret sine prøver med DNA, som ikke "burde" være der (Beng and Corlett 2020; Liu et al. 2020b; Liu 2025; Thomsen and Willerslev 2015), eksempelvis i laboratoriet, eller ved at fx sporer og frø fra planter og svampe, som reelt ikke lever, hvor prøven blev taget, alligevel kommer med i prøven. Det kan give en vis usikkerhed, som man er nødt til at håndtere og muligvis må kontrollere med feltbesøg (Leese et al. 2021).

To store udfordringer ved brugen af eDNA i overvågningsøjemed er, at man ikke kan være sikker på, hvilket tidsinterval prøven repræsenterer og præcist hvor arterne i prøven lever, da eDNA kan transporteres langt med luft (10 µm partikler op til ca. 100 km (Liu 2025; Tournayre et al. 2025)) og formentlig lagres i jorden i flere år. Derudover er der endnu ikke udviklet gode metoder til at sige noget om abundansen af de forskellige arter (Beng and Corlett 2020; Çevik and Çevik 2025; Deiner et al. 2017; Elbrecht and Leese 2015; Fernandes et al. 2018; Holdaway et al. 2017; Liu 2025; Wang et al. 2019), ligesom kun meget få studier har undersøgt om eDNA kan bruges til at overvåge udvikling i fx artssammensætning over tid (Iacarus et al. 2025). Begge disse faktorer er afgørende for at kunne følge naturens udvikling.

Endnu en udfordring er, at DNA nedbrydes naturligt, og nedbrydningsraten og dermed tilstedeværelsen af DNA varierer med fx temperatur, mikrobiel aktivitet og pH (Banerjee et al. 2022; Çevik and Çevik 2025). Koncentrationen af DNA er derfor ikke konstant i et givet område, selvom arternes tilstedeværelse er (Beng and Corlett 2020; Liu 2025). Flere studier viser, at det er overordentligt vigtigt at udarbejde prøvetagningsprocedurer og laboratorieprotokoller meget nøje (Elbrecht et al. 2017; Erickson et al. 2019; van der Heyde et al. 2020).

En yderligere udfordring er at laboratorierne ikke har standarder de følger, og derfor kan man ikke være sikker på at de resultater, man får fra et laboratorium, er brugbare i overvågningsøjemed. En sidste udfordring er, at eDNA løsninger formentlig stadig vil være relativt dyre (Bell and Malerba (2025), men se også Iacarus et al. (2025)), selvom prisen generelt er faldende. Dét skal undersøges nærmere for, at man kan sige det med sikkerhed, idet priserne afhænger af mange forskellige faktorer. I tillæg dertil viser en grundig analyse af "Technology Readiness Levels" (TRL), at det kun er metoder til anvendelse i det akvatiske miljø, der har så høj en TRL, at de er hyldevarer, der kan bruges direkte i overvågningen (Laamanen et al. 2025).

Et nyligt studie viser, hvordan man kan bruge partikler fra luftforureningsstationer til at overvåge biodiversitet på national skala, men pga. netop den grove skala, er det mindre relevant for lokal overvågning af habitatnaturtyperne (Tournayre et al. 2025). Forskerne kunne identificere over 1100 taxa fra næsten alle artsgrupper, også arter man ikke intuitivt ville forvente i luftprøver som fx padde og fisk. Metoden har de samme udfordringer som nævnt ovenfor, men det er muligt den på sigt kan bruges, hvis man senere ønsker en bredskala national overvågning, og den kan muligvis også bruges til at detektere om, og hvornår invasive arter indvandrer (Tournayre et al. 2025).

4.3 Passiv akustisk overvågning

Princippet i passiv akustisk overvågning (*passive acoustic monitoring*, PAM) er, at der opsættes en eller flere mikrofoner, som fanger de lyde, der afgives af fx fugle, insekter, padde, pattedyr mv. i et givet område, og på denne baggrund forsøger man at estimere den samlede biodiversitet (Eldridge et al. 2018; Gomez-Morales and Acevedo-Charry 2022; Gottesman et al. 2021; Merchant et al. 2015). Aktuelt arbejdes der på at udvikle gode akustiske indekser, der kan repræsentere biodiversitet (Gibb et al. 2019), og der foregår også forskning i, hvordan og hvornår man bedst opfanger relevante lyde (Gomez-Morales and Acevedo-Charry 2022; Metcalf et al. 2021). Nyere evidens peger på, at PAM kombineret med felt-inventering af eksperter, er den mest kosteffektive løsning, hvis det handler om at identificere flest mulige arter, også

over en årrække (Bell and Malerba 2025). Studiet er dog udført i kunstigt skabt natur, så det er ikke sammenligneligt med habitatnaturtypeovervågning. PAM er klart bedst til fugle og padder og ikke særlig god til andre artsgrupper (Bell and Malerba 2025). I et studie af græshopper i Colombia viser forskerne dog, at man for visse insekter kan opnå en nøjagtighed med PAM på omkring 70 % (Gomez-Morales and Acevedo-Charry 2022). Samme studie fremhæver at insekternes lydlandskab er afhængigt af både måneskin, nedbør og temperatur, så overvågning af insekter med PAM vil kræve, at man medtager disse faktorer i sin planlægning af overvågningen. Vi vurderer, at udviklingen inden for akustisk overvågning af biodiversitet endnu er på et forholdsvis tidligt stadie, og at den derfor kun er relevant under særlige forhold (specifikt ønske om overvågning af fugle, padder eller udvalgte insekter).

5 Alternative datakilder til den eksisterende naturtypeovervågning samt mulige nye indikatorer

I det følgende gennemgås alternative datakilder til de nuværende og potentielle nye indikatorer i NOVANA-programmets naturtypeovervågning, dvs. både i kortlægningen og kontrolovervågningen (se afsnit 2.1 "NOVANA-programmets naturtypeovervågning"). Alternative datakilder til nuværende indikatorer opsummeres i Tabel 1, mens kilder til potentielle nye indikatorer opsummeres i Tabel 2. ([Begge findes i de elektroniske bilag](#), (tabeltekst findes i særskilt faneblad i bilaget). De indikatorbeskrivelser der afsluttes med "Alternativ til:..." dækker potentielle nye indikatorer, som ikke anvendes i ovennævnte overvågningsprogram i dag. Resten af afsnittene gennemgår alternative datakilder til eksisterende indikatorer, der allerede anvendes i dag. Hvis der findes potentielt nye indikatorer, der kan erstatte en eksisterende indikator afsluttes beskrivelsen med "Alternativ indikator: ..." og den eller de alternativer, der findes, nævnes. For enkelte indikatorer har vi ikke kunnet identificere nogen brugbar alternativ datakilde i den form, de registreres på i dag. Det gælder "naturtypekarakteristiske strukturer" i kortlægningen af de lysåbne naturtyper, hvor der for hver naturtype vurderes en række forskellige positive og negative strukturer, som varierer fra naturtype til naturtype. Indikatoren dækker dermed over et meget stort antal forskellige forhold, og flere af dem er indirekte indikationer på fx græsningskontinuitet eller fravær af omlægning. Det gælder desuden "vildtbid" i kortlægningen af skovnaturtyperne, hvor der registreres andelen af typetræer under 3 m med tydelig bidpåvirkning i form af bid, skrab og fejning. Disse spor er små og findes under kronedækket, og vi vurderer ikke, at nogen af de datakilder, vi har gennemgået, vil kunne registrere dem – til sammenligning ser vi et vist potentiale i at estimere græsningstryk i de lysåbne naturtyper (se afsnit 5.3.4 "Græsningstryk"). Vi har derfor ikke vurderet disse to indikatorer selvstændigt her, men flere af de enkelte forhold berøres indirekte under andre indikatorer.

5.1 Arter og artssammensætning

5.1.1 Artsindeks

Denne indikator beregnes med udgangspunkt i en planteliste indsamlet i en 5-m cirkel. Hver planteart er tildelt en artsscore fra -1 til 7, og disse scorer sammenfattes til et [artsindeks](#) (Fredshavn and Ejrnæs 2007), der afspejler, hvor høj naturværdien er på det givne sted. I dag udgør traditionel, feltbaseret vegetationsinventering datakilden til plantelisten, men på lang sigt kan eDNA-baserede metoder måske fungere som alternativ datakilde for et areals artssammensætning (se afsnit 4.2 "Environmental DNA"). eDNA vil formentlig kunne give den fornødne planteliste til beregning af plantetal (Ariza et al. 2023; Edwards et al. 2018; Martins et al. 2025), og selvom en eDNA-tilgang også kræver feltbesøg, vil tidsforbruget i felten være mindre og vil kunne udføres uden artskendskab. Der er evidens for, at eDNA metabarcoding kan bruges til at identificere selv ganske små forskelle i artssammensætningen mellem plots, når det angår biller (Liu et al. 2020a). Det har vi også en forventning om, er tilfældet for planter.

Metoden kræver dog meget udvikling, før den kan blive operationel. Det er blandt andet vigtigt at undersøge, om eDNA kan bruges til at detektere ændringer i arters forekomst inden for typisk 3–6-års intervaller, som der er behov for i overvågningssammenhæng, og hvilken rumlig og tidsmæssig skala eDNA repræsenterer, både i fht. det aktuelle potentiale på arealet, og en mere repræsentativ beskrivelse (Ariza et al. 2023). Det er også vigtigt at sikre en ensartet prøvetagning (Beng and Corlett 2020) af relevante substrater (Banerjee et al. 2022; van der Heyde et al. 2020), som inkluderer plantemateriale fra alle de arter, der findes i prøvefeltet. Det kan formentlig både gøres ved indsamling af førne eller afklipning af friske skud, og metoden vil sandsynligvis afhænge af, om man også ønsker at indsamle DNA fra andre artsgrupper end planter (se afsnit 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)"). På sigt kan indsamlingen af prøver formentlig automatiseres, i hvert fald delvist; fx findes der allerede værktøjer til droner, som kan indsamle over 250 vegetationsprøver fra trækrøner på 6 minutter (Charron et al. 2020). Der vil være de ulemper, der nævnes i afsnit 4.2, som man bliver nødt til at håndtere. Heraf er den største, at man ikke kan indsamle informationer om arternes abundans, hvilket er essentielt for at kunne overvåge naturtilstanden. Et nyere studie viser desuden, at eDNA-analyse på jordprøver ikke er en effektiv metode til at finde sjældne plantearter (Ariza et al. 2023). Derudover er det vigtigt at forstå, hvordan planternes livshistorie, fænotype, udbredelse, sæsonvariation og reproduktion påvirker fortolkningen af hvilke plantearter, der rent faktisk lever i et givet område (Banerjee et al. 2022).

Vi vurderer generelt, at det giver god mening at gå videre med at tilpasse eDNA-metoder til NOVANA-overvågningen på længere sigt, idet disse formentlig har et potentiale og måske samtidigt kan medføre lavere omkostninger. Mange studier nævner, at det allerbedste er at kombinere eDNA med feltinventering, fordi hver metode har sine fordele og ofte finder arter, som den anden metode ikke finder (Ariza et al. 2023; Banerjee et al. 2022). Se i øvrigt studier om remote sensing til identifikation af plantearter i naturområder i afsnit 5.1.5 "Planteartsrigdom og -sammensætning". Det er vores vurdering at remote sensing til identifikation af plantearter er usikkert, og i bedste fald kan fungere i få udvalgte habitattyper og kun for nogle arter.

Alternative indikatorer: Artsindeks (flere artsgrupper) (afsnit 5.1.2) og udvidet eDNA-indeks (afsnit 5.1.4).

5.1.2 Artsindeks (flere artsgrupper)

Der er efterhånden en del evidens for, at man kan lave artslister for planter, dyr og svampe vha. eDNA barcoding af jord og vegetationsprøver (Beng and Corlett 2020; Deiner et al. 2017; Drummond et al. 2015; Klunder et al. 2019; Lin et al. 2025; Ruppert et al. 2019; Thomsen and Sigsgaard 2019; Yoccoz et al. 2012). En nyere tilgang er, at man opsætter DNA-fælder eller insektfælder, som fanger spor efter planter, svampe, laver, insekter eller vertebrater, der transporteres via luften, og at disse prøver så ligger til grund for eDNA barcoding som kan være et supplement til substrat- og vegetationsprøver (Banchi et al. 2020; Hardulak et al. 2020; Johnson et al. 2023; Lynggaard et al. 2024; Runnel et al. 2024). Nyeste forskning viser, at man vha. droner kan tage prøver fra blad- og grenoverflader både fra træer og urter, som vha. eDNA metoder kan identificere tilstedeværelse af primært insekter, men også pattedyr og fugle, som har opholdt sig dér (Aucone et al. 2023; Koubínová et al. 2025). På denne måde kan man – særligt for arter der spredes effektivt i luften, fx svampe, insekter og mosser – få et indtryk af, hvilke arter der findes i den

omkringliggende natur, og det er vigtig viden for forvaltningen. Samtidig tilbyder nyere udvikling indenfor PAM, at man kan lave systemer, der – baseret på akustik – formentlig kan registrere udvalgte arter af fugle og padde (Bell and Malerba (2025), se også appen "Merlin Bird ID").

Hvis man kombinerer eDNA-baserede (og evt. PAM-baserede) artslistor med en scoregivning for hver art, som man gør i dag i artsscoresystemet (evt. kun for udvalgte arter, enten fra alle eller fra mange artsgrupper), vil man kunne lave en indikator for den biologiske tilstand et givet sted, som omfatter mange flere arter end i dag og dermed dækker biodiversiteten bedre. Man kunne basere disse scorer på arternes rødlistestatus og naturtype-tilhørsforhold. Der udstår et stort udviklingsarbejde med bl.a. at fastslå disse scorer og teste hvor mange og hvilke prøver man skal bruge, samt hvordan man undgår eller håndterer kontaminering med fx svampesporer og frø fra arter, som tilfældigt er landet dér, hvor prøven er udtaget (Liu 2025). For eksempel viser et nyt studie fra Australien, at det er vigtigt at målrette prøvetagningen mod de artsgrupper, man ønsker at ramme (van der Heyde et al. 2020). Ydermere er metoderne stadig på et stadie, hvor man ikke kan forvente, at man finder alle de arter, der faktisk lever lokalt (Lin et al. 2025; Lynggaard et al. 2024), men omvendt er det også almindeligt, at man med eDNA finder arter, som man ikke finder ved feltinventering (Ariza et al. 2023; Runnel et al. 2024; Vašutová et al. 2023), så der vil være et udviklingsarbejde med at fastslå, hvilke arter der sikkert kan findes med disse metoder. eDNA vil kunne bruges til flere af de andre feltbaserede indikatorer, fx artsrigdom og lys-, fugtigheds- og næringsforhold målt med Ellenbergs indikatorværdier (Hill et al. 1999). I dag er prøvetagning fra droner endnu kun på prototype-niveau (Aucone et al. 2023; Koubínová et al. 2025), og derfor kan man ikke købe færdige drone-systemer, der kan tage prøver fra blade.

Vi ser et potentiale i denne eDNA-indikator og anbefaler derfor, at man i en ikke alt for fjern fremtid igangsætter arbejde med eDNA-metoder (og evt. PAM) i overvågningen mhp. at integrere disse i overvågningen på lang sigt. Se også 5.1.11 "Invasive arter".

Alternativ til: Artsindeks (afsnit 5.1.1)

5.1.3 Abundans af plantearter

I dag estimeres abundansen af hver plantearart i NOVANA-programmets kontrolovervågning af terrestriske naturtyper ved [pinpoint-metoden](#) for hvert plot for naturtyperne i kystklitter, indlandsklitter, heder og sure moser. Vi er ikke bekendt med eksempler på remote sensing baserede metoder til estimering af abundans af plantearter på denne rumlige skala. Dette skyldes blandt andet, at vegetationen er lagdelt, og at kun arter, der indgår i kronedækket, kan identificeres med remote sensing. Nogle plantearter med store rameter eller individer kan godt kortlægges med fx remote sensing (se 5.1.11 "Invasive arter" og 5.1.5 "Planteartsrigdom og -sammensætning"), men der vil være rigtig mange arter, hvor dette ikke er tilfældet. Også med eDNA er det en rigtig svær opgave, der ifølge de studier, vi har gennemgået i denne litteraturudredning, endnu ikke findes løsninger på (se afsnit 4.2 "Environmental DNA"), selvom mængden af eDNA i prøver er korreleret med plantearternes abundans (Ariza et al. 2023; Pascher et al. 2022). De største udfordringer med at estimere abundans af plantearter med andre kilder end traditionel feltinventering er, (1) at mange planter er relativt små og ikke en del af kronelaget, og derfor er de svære at identificere selv på højopløselige billeder, (2) at

ændringerne over tid i arternes abundans ofte er forholdsvis små, og derfor kræver meget fint detaljerede data om abundans, for at det er noget værd i overvågningssammenhæng, og (3) hvis man skal bruge eDNA til abundans, ville det kræve indsamling af prøver som reflekterer, hvor stor en del af plantedækket de forskellige arter udgør, for at sikre, at de alle kommer med i prøven (Banerjee et al. 2022). For at gøre dette skal man naturligvis kende disse abundanser, og er man i besiddelse af viden om disse, er det indlysende, at der ikke er grund til at indsamle eDNA.

5.1.4 Udvidet eDNA-indeks

I erkendelse af at man ikke kan finde alle arter i eDNA-referencedatabaser, og at det kommer til at kræve en del tid og specialiserede ressourcer at fastlægge meningsfulde scorer for alle arter (som man i dag har gjort for planterne i artsscoresystemet), som foreslået i afsnit 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)", er en anden mulighed, at man tildeler en score til hver operationel taksonomisk enhed (OTU) eller amplicon sequence variant (ASV) ved modellering baseret på kendte scorer. Det er den fremgangsmåde, som Cordier og kolleger foreslår i et studie fra 2018, hvor de modellerer scorer til alle OTU'er baseret på eksisterende scorer for kendte arter (Cordier et al. 2018). For Danmark kunne disse eksisterende scorer være [artsscorerne](#) i tilstandsvurderingsystemet. De modellerede scorer beskrevet ovenfor er basalt set bare en vægt fra en sameksistensbaseret model, hvor man ser på, hvilke OTU'er, der forekommer sammen, og som er bedst til at forudsige de kendte scorer. De OTU'er, der er vigtigst i sådan en model, får den højeste vægt og dermed de højeste scorer. På den måde kan man så billigt som muligt udnytte al information fra eDNA til at lave et *udvidet eDNA-indeks*, som formentlig er en stærk indikator for den biologiske tilstand et givet sted. Ulemperne ved denne indikator er, at man ikke altid ved, hvilke arter der tæller mest og mindst, og at der ikke er nogen garanti for, at de modellerede scorer giver biologisk mening. Desuden er metoden ikke rigtig afprøvet ift. hvor godt den faktisk repræsenterer den biologiske tilstand på et areal. Endelig kræver det et stort udviklingsarbejde og formentlig også opdatering af systemet, efterhånden som man finder flere og flere OTU'er. Som nævnt tidligere er det p.t. ikke muligt at estimere abundansen af arter med eDNA.

Vi ser et potentiale for at lave en god og bredtfavnende indikator med denne metode på lang sigt, men vurderer, at udviklingsarbejdet formentlig er for stort til, at det giver mening at arbejde videre med denne indikator i nærmeste fremtid.

Alternativ til: Artsindeks (afsnit 5.1.1), Artsindeks (flere artsgrupper, afsnit 5.1.2)

5.1.5 Planteartsrigdom og -sammensætning

I naturtypeovervågningen beregnes [planteartsrigdom](#) og -sammensætning ud fra plantelisten for hvert prøvefelt eller 5-m cirkel. Det er kompliceret at anvende planteartsrigdom som en indikator i både tilstandsvurdering og indsatsbehovsvurdering, fordi artsrigdommen varierer naturligt mellem habitater, og fordi man ikke kender artsrigdomspotentialet, dvs. "dark diversity" (Fløjgaard et al. 2020; Moeslund et al. 2017; Pärtel et al. 2011). Omvendt ved vi, at planteartsrigdom er en god indikator for, hvor høj biodiversiteten generelt er i et givet område (Brunbjerg et al. 2018), og den kan – som i dag – bruges til at følge udviklingen over tid på en given lokalitet.

Der findes omfattende litteratur, hvor man på alle mulige måder har forsøgt at estimere artsrigdom ud fra remote sensing-data (Gholizadeh et al. 2020; Polley et al. 2019; Rahmanian et al. 2023; Rocchini et al. 2016) – også fra Danmark (fx Moeslund et al. 2013b; Moeslund et al. 2019; Thers et al. 2017). Man har fx for nylig forsøgt at estimere den lokale artsrigdom i skove i USA og Storbritannien med enten en kombination af konventionel luftbåren lidar og hyperspektrale data eller med full-waveform lidar alene. Her opnåedes en nøjagtighed mellem 15 og 70 % (Hakkenberg et al. 2018; Sumnall et al. 2022). Et studie fra Canada (Bourgouin et al. 2022) viser, at man med udelukkende lidar-afledte struktur- og terrænvariable kan modellere mønstre i mossers artsrigdom på bestandsniveau med en nøjagtighed på ca. 30 % i et overvejende forvaltet skovlandskab bestående af både plantager og ældre, mere naturnære bevoksninger. Et af de mest interessante studier i denne sammenhæng stammer fra Kina, hvor forskere har anvendt dronebårne hyperspektrale data kombineret med deep-learning-modeller til artsbestemmelse i græsland (Wang et al. 2024). De opnår en meget høj nøjagtighed (>95 %). Studiet er imidlertid udført i relativt simple steppegræslandskaber og bygger udelukkende på ikke-uaafhængig validering, så den reelle nøjagtighed vil formentlig være lavere under danske forhold. Ikke desto mindre illustrerer studiet klart, hvad der i dag er muligt med den nyeste sensor- og modelteknologi. Sammen med Picard-Krashevski et al. (2025) og Simpson et al. (2024) viser dette, at metoder til at identificere mindre og strukturelt tydelige arter er under hastig udvikling. Det er derfor ikke utænkeligt, at fremtidige droneløsninger vil kunne levere mere troværdige artslistor for udvalgte naturtyper. Dog er det vores vurdering, at registrering af små, tæt sammenflettede urter i artsrig vegetation fortsat vil være meget usandsynlig med remote sensing, selv på længere sigt. Et af studierne fremhæver, at grænsen i opløsning på data er i størrelsesordenen 10 cm. Ved grovere opløsning, bliver det væsentligt sværere at identificere plantearterne (Simpson et al. 2024). Generelt kan høj nøjagtighed opnås med fintopløselige satellitdata eller dronedata kombineret med deep learning under ideelle omstændigheder (få arter, store og rumligt veladskilte individer eller stærkt kuraterede billedudsnit, Detka et al. 2023; Tariku et al. 2023; Tariku et al. 2024; Yudaputra et al. 2024), men metoderne kan næppe fungere tilfredsstillende i naturlige landskaber for alle arter. Der findes ingen remote sensing-studier, som for alle relevante habitater i Danmark har opnået estimater med en operationel nøjagtighed (> 90 %, svarende til, hvad man kan nå ved feltinventering). Generelt udnyttes det faktum, at planteartsrigdom ofte hænger sammen med, hvor meget det omgivende miljø varierer (*environmental heterogeneity*-hypotesen), og det er ofte dét man fanger med remote sensing-data (se fx Rahmanian et al. 2023; Rocchini et al. 2022). Nyere studier viser imidlertid, at denne sammenhæng er rumligt afhængig og i mange tilfælde ikke trivielt (Heidrich et al. 2020), og det er derfor svært at forestille sig, at man kommer til at kunne frembringe gode estimater for planteartsrigdom over en bred kam med remote sensing, før man bliver i stand til at skelne de enkelte arter i data, og det ligger formentlig langt ude i fremtiden.

eDNA kan måske anvendes til at give rimelige estimater af artsrigdom (Andersen et al. 2012; Deiner et al. 2017; Yoccoz et al. 2012); se afsnit 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)". Vi ser et potentiale i brugen af eDNA og anbefaler derfor, at man på lang sigt arbejder videre med disse metoder (se 5.1.1 "Artsindeks", 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)" og 5.1.4 "Udvidet eDNA-indeks") til at estimere planteartsrigdom og -sammensætning.

Alternativ indikator: Spektral diversitet (afsnit 5.1.6)

5.1.6 Spektral diversitet

Europæiske forskere har foreslået at bruge spektral diversitet som erstatning for artsrigdom i erkendelse af, at det er notorisk svært at estimere artsrigdom med tilpas stor nøjagtighed med remote sensing (Rocchini et al. 2022). Vores vurdering er, at forslaget primært er konceptuelt, men ikke operationelt. Hvis man arbejder med spektral diversitet, får man ikke estimeret reel biologisk artsrigdom. Metoden kan ikke identificere sjældne arter, man får ikke et godt mål for funktionel diversitet, man kan ikke måle diversitet, som er skjult under fx et kronelag, det er udfordrende at validere metoden konsistent og metoden er ikke stabil over sæsoner og tid. Et nyt tysk studie understøtter dette meget tydeligt (Ludwig et al. 2025): Hverken spektral diversitet eller rå Sentinel-2-reflektanser kunne bruges til at skelne mellem forskellige naturværdier i græsland. Med mere end 8.000 High Nature Value områder og fem års data, kunne Ludwig et al. (2025) kun opnå en nøjagtighed på ca. 44 % ($\kappa \approx 0,15$), og de spektrale diversitetsmål (Rao's Q, CV) bidrog stort set ikke til modellerne. Studiet peger dermed ret klart på, at spektral variation ikke kan bruges operationelt til at vurdere naturtilstand på den skala, som kræves i habitatnatur- overvågningen.

Vores vurdering er, at spektral diversitet ikke er relevant i en overskuelig fremtid.

Alternativ til: Planteartsrigdom og -sammensætning (afsnit 5.1.5)

5.1.7 Dækning af mosser og laver

I kontrolovervågningen registreres dækningen af jordboende mosser og laver i [pinpoint-rammen](#) for udvalgte naturtyper, samt en vurdering af [dækningsgraden](#) i en dokumentationscirkel (5-m cirkel). I kortlægningen angives areal-andelen af laver, bladmosser og sphagnummosser på en [femtrins-skala](#) i den afgrænsede polygon.

Selvom det for nogle karakteristiske mosser, fx *Campylopus introflexus*, er muligt at estimere dækningsgraden med spektral remote sensing-data (se 5.1.11 "Invasive arter"), så er der kun ganske beskedne evidens for, at man generelt kan foretage en sådan estimering med alternative data (men se Huemmerich et al. (2013)). I Canada har forskere med en vis succes anvendt relativt grove (30 m) remote sensing data til at estimere sandsynligheden for forekomst af sjældne mosarter i store, men relativt ensartede boreale skovområder (Cerrejón et al. 2022). Et lignende studie kortlægger *Sphagnum*-arter i finske aapa kær – også med nogen succes – ved brug af dronebårne hyperspektrale billeddata (Wolff et al. 2024). Disse metoder kunne i princippet videreudvikles til estimering af mosdækning i udvalgte habitattyper, men i givet fald i 30 m opløsning (første studie), eller med ret stor usikkerhed (andet studie). Det studie Cerrejón og kollegaer (2022) har lavet er ikke uafhængigt valideret, så resultaterne er ikke umiddelbart overførbare til andre områder. I specielle tilfælde, fx i tørvemoser, hvor vegetationen generelt er meget lav, og mosser dominerer, er der lovende studier, der – baseret på højopløselige hyperspektrale data – estimerer indikatorer som mosbiomasse, men nøjagtigheden er endnu ret lav (Räsänen et al. 2020). Fra luften er det overordentligt svært at identificere mos, som står nede ved jordbunden mellem andre planter, og derfor er det i skrivende stund svært at forestille sig alternative datakilder til denne indikator i forbindelse med overvågningen. Dog kan det ikke afvises, at arealandelen af mosser i fremtiden vil kunne estimeres på polygonniveau med en nøjagtighed, der svarer til den, der registreres i felten i forbindelse med den nuværende kortlægning.

Forskellige grupper af laver reflekterer lys i forskellige bølgelængder, og det kan man i nogen grad udnytte til at estimere dækningen af forskellige lavgrupper (Rautiainen et al. 2024; Rees et al. 2004). De fleste studier, der forsøger at estimere lavdækning, involverer kun rensdyrlaver og er oftest udført i alpine regioner, hvor der ikke er meget andet vegetation, der kan påvirke resultaterne (Casanovas et al. 2015; Erlandsson et al. 2023; Fraser et al. 2021; Gilichinsky et al. 2010; Nill et al. 2022; Nordberg and Allard 2002; Orndahl et al. 2022). Eksempelvis viste amerikanske forskere for nylig, hvordan man med højopløselige multispektrale data kan estimere dækningen af laver i naturområder i Alaska og Yukon med en nøjagtighed på 71 % (Macander et al. 2020). Svenske forskere har tidligere brugt satellitbaserede multispektrale data til at kortlægge laver i bjergrige hedeområder med nøjagtigheder mellem 77 og 85 % (Nordberg and Allard 2002). Resultaterne af denne kortlægning var relativt grove og vil ikke kunne bruges på prøvefeltniveau, men muligvis på polygonniveau. Et finsk studie fra 2023 er et eksempel på, at man kan kortlægge dækning af skovbundslaver i boreale skove med en nøjagtighed på ca. 77 % med flybårne hyperspektrale data (Kuusinen et al. 2023). Dét studie viser endvidere næsten lige så høj nøjagtighed med data, der har samme karakteristika som Sentinel-2. Et nyt videnskabeligt review fremhæver fordele og ulemper ved brug af remote sensing til kortlægning af laver, og peger bl.a. på, at metoderne endnu ikke er veludviklede (Rautiainen et al. 2024). Det er vores vurdering, at højopløselige multispektrale dronedata kan bruges til at estimere dækning af ikke-vegetationsdækkede laver i en opløselighed, der gør, at en sådan metode formentlig vil være operationel (se også Orndahl et al. (2022)). Nøjagtigheden af dækningsgraden påvirkes dog af overflader med lignende reflektans (fx sand). Denne metode vurderes derfor primært at have høj nøjagtighed ved estimering af lavdominerede åbne flader i områder med et relativt fikseret vegetationsdække. Endvidere er det muligt, at SGAVs nye naturtypegenkendelsessystem kan trænes, så det er i stand til at estimere lavdækning på lignende rumlig skala.

Vi vurderer, at det ikke er muligt generelt at benytte alternative datakilder til estimering af mos- og lavdækning på prøvefeltniveau i forbindelse med overvågningen, især ikke, hvor disse er bundvegetation under et urte- eller vedplantelag. Omvendt vurderer vi, at det er muligt, at der kan udvikles metoder til kortlægningen, hvor man kan anvende højopløselige multi- eller hyperspektrale data til estimering af mos- og lavdækning i visse habitattyper, fx lichenheder, højmoser og hængesække. Det vil kræve en del udviklingsarbejde, før det er operationelt.

5.1.8 Dværgbuskdækning

I kontrolovervågningen vurderes dækningen af dværgbuske [i 5-m cirklen](#) og ved [pinpoint](#) for heder og sure moser, og i kortlægningen estimeres dækningen på en [femtrins-skala](#) i den afgrænsede polygon.

Der er lavet et ret overbevisende studie af hedeområder i Tyskland, der viser, hvordan man med en kombination af Sentinel-1 (satellitbåren SAR) og Sentinel-2 (satellitbåren multispektral sensor) i ca. 10 m opløsning kan kortlægge dækningsgraden af hedelyng (*Calluna vulgaris*) meget præcist (94–95 %) (Schmidt et al. 2018). I studiet viser forskerne også, at deres model virker på data, som er optaget på et senere tidspunkt end det, de brugte til udvikling og test, og derfor er der også grund til at tro, at metoden er overførbart og kan fungere robust fra år til år. Det er usikkert, hvor godt metoden fungerer på andre dværgbuskarter.

Dværgbuskdækning på tyske heder er også tidligere forsøgt estimeret på baggrund af data fra en luftbåren hyperspektral sensor (forfatterne nævner ikke, om platformen er drone eller fly, Schmidt et al. (2017)). Her var nøjagtigheden ikke helt så god, og det er væsentligt dyrere at optage disse data end at anvende data fra Sentinel-missionerne. Omvendt har resultaterne fra dette studie en væsentlig bedre opløsning (3 m). Fra almindelige RGB-luftfotos er der evidens for, at man kan estimere dækningen af hedelyng med en nøjagtighed på ca. 82 % (Mac Arthur and Malthus 2008). SGAVs eget naturtypegenkendelsessystem er oplagt at afprøve ift. dværgbuskdækning, idet den med en vis sikkerhed kan identificere arealer med habitatnaturtyper, hvor dværgbuske dominerer. Endelig arbejder DCE pt. på en metode til estimering af vegetationshøjde fra luftbåren lidar, og her er et af outputs netop kortlægning af dværgbuske. Nøjagtigheden for dette er endnu ukendt.

I de fleste studier er opløsningen lidt grov til overvågning på prøvefeltsniveau, men vi skønner, at man vil kunne bruge en af ovennævnte metoder på polygonniveau. Hvis man vælger satellitløsningen, vil man kunne følge dværgbuskdækningen flere gange om året for hele hedearealet uden feltbesøg.

Alternative indikatorer: Hedelyngs blomsterfænologi (afsnit 5.1.9), Bevaringsstatus for heder – struktur og arter (afsnit 5.7.1)

5.1.9 Hedelyngs blomsterfænologi

Hedelyngs blomsterfænologi er en indikator for, hvilket stadie hedelyng befinder sig i, og denne indikator kan derfor bruges til at måle dens struktur og alderssammensætning. Det har forskere forsøgt at gøre på et tysk Natura 2000-hedeareal, hvor man vha. dronebaserede hyperspektrale data kunne kortlægge hedelyngs blomsterfænologi og derigennem estimere udbredelsen af unge og gamle populationer (Neumann et al. 2020). Metoden er noget usikker, kræver endnu meget udvikling og derudover adgang til fintopløselige hyperspektrale data. Derfor vurderer vi, at det ikke er meningsfuldt at gå videre med denne indikator.

Alternativ til: Dværgbuskdækning (afsnit 5.1.8)

5.1.10 Plantearter der er svære at finde i felten

eDNA har vist sig ret godt til at registrere arter, der ikke er så lette at se ved feltinventering, og som man vil skulle bruge lang tid på at finde i felten (Banerjee et al. 2022). En del plantearter, som fx parasitiske orkidéer og arter i slægten månerude (*Botrychium*), kan overleve i jorden i flere år og dukker ikke nødvendigvis op hvert år for at blomstre. Derfor kan disse arter nemt overses ved feltinventering. Andre arter som er små, uanseelige eller svære at skelne fra hinanden overses også forholdsvis nemt ved feltinventering. Det gælder fx blank seglmos (*Hamatocaulis vernicosus*), grøn buxbaumia (*Buxbaumia viridis*), arter i vandstjerneslægten (*Callitriche*), arter i nogle af star-komplekserne (*Carex*), arter i øjentrøstslægten (*Euphrasia*), de små siv (*Juncus*) m.fl. Der er eksempler på eDNA-metoder udviklet specifikt for at finde arter, der er svære at finde ved normal feltinventering (Osathanunkul 2019). Det er vores vurdering, at sådanne metoder potentielt kan give et bedre indtryk af nogle af disse arters udbredelse end den nuværende dataindsamling. Hvis det ønskes, kan det give god mening at arbejde videre med disse metoder i tillæg til det eDNA arbejde SGAV allerede udfører til identifikation af fx padder i vandhuller.

Alternativ til: Ingen

5.1.11 Invasive arter

I dag registreres tilstedeværelsen af [invasive plantearter](#) i kontrolovervågningens prøvefelter og 5-m cirkler, og i kortlægningen vurderes dækningen af hver art på en [femtrins skala](#) i den afgrænsede polygon. Langt hovedparten af de invasive arter, der er registreret i kontrolovervågningens prøvefelter, er vedplanter og især nåletræer.

Til overvågning af invasive arter er eDNA efterhånden ganske udbredt, når det handler om akvatiske økosystemer, idet man ret effektivt kan identificere tilstedeværelsen af forskellige invasive arter i vandprøver, men i det terrestriske miljø er eDNA stort set uprøvet til overvågning af invasive arter (Bell et al. 2024; Larson et al. 2020; Valentin et al. 2018). Vi vurderer, at man på lang sigt med eDNA formentlig kan overvåge tilstedeværelsen af invasive arter ligesom alle andre plantearter (se 5.1.1 "Artsindeks"), men eftersom man endnu ikke har gode metoder til at estimere abundans, kan denne næppe estimeres uden et stort udviklingsarbejde for at finde egnede metoder hertil.

For en række af de store (> ca. 1 m høje) invasive arter er der efterhånden en del eksempler på, at man kan identificere dem på enten luftfotos eller hyper- eller multi-spektrale billeder (Müllerová et al. 2017; Müllerová et al. 2005). For eksempel har østrigske, tyske og slovenske forskere vist, hvordan man kan anvende forårs- og sommer-luftfotos eller dronebilleder til at identificere bestande af japansk pileurt (Dorigo et al. 2012; Soltani et al. 2022). Forskerne nåede en nøjagtighed på ca. 61–70 %, og metoden kunne finde alle de hotspots (dvs. hvor arten var særlig udbredt), der var i testområdet. Det kan lyde lovende, men det er meget vigtigt at kunne finde nyligt opståede bestande og ikke kun hotspots, for det er på det unge stadie, at invasive arter er nemmest og billigst at bekæmpe (Mielczarek et al. 2023). Vi vurderer, at vi i Danmark har adgang til luftfotos, der kunne fungere som basis for en lignende metode for store invasive plantearter.

I andre studier demonstreres, hvordan lidar, enten alene eller kombineret med fintopløselige spektrale billeder, kan bruges til at identificere invasive eller problematiske vedplanter – gyvel, glansbladet hæg og rynket rose – i åbne habitater (Hantson et al. 2012; Madsen et al. 2020). Her nås nøjagtigheder mellem 60 % og 86 %. Generelt følger størrelsen af rameter og individer, der kan identificeres, opløsningen af de data, der anvendes i studierne. Således kan større invasive arter som fx ørkenkorsrod (*Baccharis halimifolia*) identificeres med en lignende nøjagtighed, men med lidt grovere multispektrale billeder (Landsat-8 med 30 m opløsning), hvor bedre resultater fås med Sentinel-2, som har en lidt finere rumlig opløsning på 10–20 m (Calleja et al. 2019). Dog kan man med rimelig god nøjagtighed (60 til > 90 %) identificere forholdsvis små invasive arter, hvis de står i tilpas simple habitater (Santos and Ustin 2018; Zhu et al. 2023), som fx vadeblader, og danner forholdsvis store kloner, fx amerikansk vadegræs (*Spartina alterniflora*) (Wang et al. 2015), langbladet vortemælk (*Euphorbia virgata*) (Lake et al. 2022) eller *Artemisia frigida* i kinesiske steppegræslandsområder (Zhu et al. 2023). Flere studier viser, at nøjagtigheden, hvormed man kan identificere invasive arter, kan variere en del mellem billeddata fra forskellige år eller måneder, så den nøjagtighed man kan opnå, kan variere en del fra måned til måned eller år til år (Lake et al. 2022; Tian et al. 2020).

Når man ønsker at identificere mindre (< ca. 1 m) invasive arter med remote sensing, er der behov for data i finere rumlig og spektral opløsning. For eksempel har man forsøgt at udvikle metoder til at kortlægge invasive arter som kæmpe-silkeplante (*Asclepias syriaca*), langbladet vortemælk (*Euphorbia esula*), mangegrenet knopurt (*Centaurea stoebe*), sildig gyldenris (*Solidago gigantea*) og *Campylopus introflexus* (Ewald et al. 2020; Kopeć et al. 2019; Lawrence et al. 2006; Papp et al. 2021; Spanhove et al. 2012). Disse forsøg er baseret på fintopløselige (0,4–5 m) hyperspektrale billeder og opnår generelt nøjagtigheder på > 80 %. I et studie i kinesisk steppegræsland har forskere for nyligt brugt hyperspektrale data fra drone til at kortlægge en "degradation" indikator art, *A. frigida*, med meget høj nøjagtighed (91–96 %, dog ikke på uafhængige data, så disse resultater kan være kunstigt høje pga. overfitting, Zhu et al. (2023)).

Generelt er det svært at anvende remote sensing-data til at identificere invasive arter i skov, fordi træerne ofte forhindrer, at arterne kan "ses" fra luften, eller fordi skyggeeffekter nedsætter metodernes effektivitet (Lopatin et al. 2019). Et nyere studie fra Polen viser dog, hvordan man med ret god nøjagtighed (ca. 80–88 %) kan identificere individer af den invasive askebladet løn (*Acer negundo*) i elle- og askeskov (91E0) (Mielczarek et al. 2023). Forskerne brugte dual-wavelength lidar – lidar med to bølgelængder – og det er afgørende for, at de også fik gode resultater både i underskov og når de skulle identificere de helt unge træer (0–10 år). Her opnåede de næsten samme nøjagtighed som i skovens øverste lag og forbedringen med dual-wavelength lidar ift. konventionel lidar var 5–8 %. Studiet havde kun fokus på én art og er ikke valideret på et uafhængigt datasæt, så resultaterne kan ikke nødvendigvis overføres til andre områder eller arter, men det er stadig et interessant studie, der giver indblik i, hvordan nye metoder rykker vores muligheder for at bruge remote sensing til overvågning af naturen.

Vi vurderer, at anvendelse af remote sensing til at identificere alle de invasive arter, man ønsker at overvåge, ikke er muligt i dag. Ved et meget stort udviklingsarbejde og investering i en dronepark til optagelse af fint opløselige hyperspektrale billeder vil man formentlig kunne opnå et operationelt acceptabelt niveau for de fleste habitattyper, men næppe i forbindelse med skov, og vi skønner, at det vil være væsentligt dyrere end den nuværende feltbaserede løsning. Det er muligt, at man kan opsætte et system baseret på frit tilgængelige multispektrale billeder og evt. lidar, der med en vis succes kan identificere invasive arter med forholdsvis store rameter eller individer i og uden for prøvelfelterne. Der er derfor potentiale for at estimere dækningen af invasive arter i forbindelse med kortlægningen når de udgør mellem 10–100 % (jf. overstående klasser for dækning i kortlægningspolygonen), men vi vurderer, at dette ikke er tilstrækkeligt, fordi invasive arter helst skal identificeres, mens de endnu er små og dermed nemme og billige at bekæmpe.

Vi ser et potentiale i eDNA-metoder, og det er muligt denne teknologi udvikles, så den kan bruges til effektivt at screene for invasive arter. Pt. er det svært at forestille sig eDNA-metoder, hvor man ikke alligevel skal i felten for at indsamle planteprov, og derfor bliver det samlet set lige så omstændeligt, som de metoder man bruger i dag (se evt. afsnit 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)").

5.2 Jordbund og næringsstoffer

5.2.1 Basemætning

I kontrolovervågningen måles [jordens basemætning](#) i jordprøver indsamlet i hvert fjerde prøvefelt på skovstationerne. I bedste fald kan man med remote sensing lave indirekte målinger af basemætningen, fx ved at analysere spektrale informationer fra vegetationen (Genu and Dematte 2011). Det er der imidlertid ikke ret megen evidens for, og det er vores vurdering, at estimering af basemætning er en opgave, hvor der p.t. ikke kan opnås en tilfredsstillende operationalitet. Vi vurderer derfor, at jordprøver er eneste reelle datakilde til denne indikator i dag.

5.2.2 C/N forhold

I kontrolovervågningen måles jordens indhold af [kulstof \(C\) og kvælstof \(N\) indholdet](#) i hvert fjerde prøvefelt for udvalgte naturtyper. Forskningen inden for remote sensing af disse faktorer er meget intens, fordi de er relevante for landbruget i hele Verden. Derfor stammer langt den meste evidens for alternative datakilder til estimering af C/N-forhold også fra marker, enten bare vegetationsfrie pløjemarkers eller marker med monokulturer af afgrøder (Guo et al. 2020; Jaihuni et al. 2021; Wang et al. 2022; Xu et al. 2018; Zhang et al. 2020). Her opnås gode nøjagtigheder, og en del landmænd bruger i dag disse metoder som beslutningsstøttetværktøj til fx gødningsplanlægning. Der findes også studier, som har forsøgt at estimere jordens indhold af C og N mere generelt. Eksempelvis viser flere studier, hvordan man ved at bruge satellitbaserede multispektrale data – enten alene eller i kombination med SAR – kan estimere jordens indhold af C og/eller N på national skala (fx Schweiz og Slovenien) i 10–20 m opløsning (Ji et al. 2024; Zhang et al. 2023; Zhou et al. 2020; Zhou et al. 2021). Fælles for alle de studier, vi har kunnet finde, er, at nøjagtigheden er ret lav, som regel mellem ca. 10 og 50 %, og således er disse metoder ikke operationelle (se også Parsaie et al. (2021)). Et meget interessant nyere studie viser dog, at det med dronebåren hyperspektrale data i cm-opløsning er muligt at kortlægge jordens C- og N-indhold med nøjagtigheder på omkring 85 % i strandengsvegetation (Nur et al. 2025). Studiet er fra en strandeng i Virginia, USA, og således lokalt, og det er ikke uafhængigt valideret, så disse nøjagtigheder er formentlig urealistisk høje. Omvendt giver det en indikation af, hvor godt man kan kortlægge C/N-forhold i jord med remote sensing, selv i et naturområde, hvor vegetation ikke er nær så homogen som i et landbrugslandskab (dog mere homogen end mange andre habitatnaturtyper). På trods af det vurderer vi, at jordprøver er den eneste realistiske datakilde til denne indikator i dag, men det er et område der er værd at holde øje med.

5.2.3 Eutrofiering (Ellenberg indikatorværdier)

I naturtypeprogrammet beregnes eutrofieringsgraden i hvert vegetationsplot som den gennemsnitlige Ellenberg-indikatorværdi for næringsstof ([Ellenberg N](#)) og som [næringsratioen](#), der er forholdet mellem Ellenberg-indikatorværdien for næringsstof og reaktionstal (Ellenberg N/Ellenberg R) (Ellenberg et al. 2001) baseret på plantelisten i 5 m cirklen. Der findes eksempler på, at man har forsøgt at estimere eutrofiering af landskabet via remote sensing (Schmidtlein 2005), også i ret fin opløsning (Möckel et al. 2016; Moeslund and Damgaard 2024; Moeslund et al. 2019), men nøjagtigheden er generelt ringe til medium, og derfor vurderer vi ikke, at der på prøvefeltsniveau er andre alternativer til denne indikator end den planteliste, man i dag indsamler i felten, men som eventuelt på længere sigt kan komme fra eDNA (se 5.2.6

”Eutrofiering og randpåvirkning” ift. mulighederne på polygonniveau ifm. kortlægningen). Vi anbefaler, at der også fremadrettet indsamles en planteliste, som dokumentation for tilstanden i den danske natur, og i så fald er der ikke behov for alternative datakilder til denne indikator.

5.2.4 pH

I kontrolovervågningen er jordbundens [surhedsgrad](#) blevet målt i jord- og vandprøver i hvert fjerde prøvefelt på overvågningsstationerne for alle naturtyper siden 2004, men er nu taget ud af programmet fra 2025 af sparehensyn. For denne indikator gælder de samme overvejelser som for C/N-forholdet. Dog viser et studie fra 2024, at der er en sammenhæng mellem vegetationsplottenes Ellenberg R (som repræsenterer jordens surhedsgrad) og spektrale satellitdata fra Sentinel-2 i dansk habitatnatur (Moeslund and Damgaard 2024). Studiet rapporterede en nøjagtighed på 54 % (R^2), hvilket vi vurderer er utilfredsstillende til reelt at kunne bruges i overvågningssammenhæng. Vi vurderer således, at vand- og jordprøver er de eneste reelle datakilder til denne indikator i dag.

5.2.5 Kvælstof- og fosforindhold i løv

I kontrolovervågningen blev [kvælstof- og fosforindholdet i løv](#) fra planteprøver målt i hvert fjerde prøvefelt på overvågningsstationer udlagt for hovedparten af de lysåbne naturtyper. Indholdet blev bestemt i laboratorieanalyser. Denne prøvetagning er dog udgået af programmet fra 2025 af sparehensyn.

For løvets indhold af N og P gælder nogenlunde det samme som for C/N-forholdet; der findes mange eksempler fra landbrugsrelaterede studier, hvor man i en monokultur er i stand til at bruge spektrale data fra fx droner til at estimere indholdet af N i løv (Li et al. 2021b; Sun et al. 2017; Yao et al. 2007). Der findes også eksempler fra naturlige områder, hvor man har brugt remote sensing-data til at estimere bl.a. N og P i løv med nogen succes. Eksempelvis har hollandske forskere brugt flybaserede hyperspektrale data i 3 m opløsning til at estimere kvælstof, fosfor, kalium, calcium, magnesium og natrium i mangroveplanters løv i Indonesien med en nøjagtighed på ca. 67 % (Axelsson et al. 2013).

I et studie fra Yellowstone Nationalpark, som omfatter en lang række forskellige både våde og tørre naturtyper, blev hyperspektrale data fra helikopter anvendt til at estimere tørvægt af både N og P i løv i 1 m opløsning (Mirik et al. 2005). Her nåede man kun nøjagtigheder på under 30 %, og forskerne tilskrev dette, at arterne er så forskellige, at jord, grene, bark m.m. påvirker signalet, og at planterne varierer meget både i total biomasse og vandindhold. I Kruger Nationalpark i Sydafrika har forskere – med flybaserede hyperspektrale data i 4 m opløsning – forsøgt at estimere P i græs med udgangspunkt i 5 × 5 m plots i savanneområder (Mutanga and Kumar 2007). De var i stand til at ramme en nøjagtighed på omkring 63 %. Et stort studie fra 2022, der inkluderer mange forskellige habitattyper på tværs af USA, bekræfter resultaterne fra ovennævnte forskning (Farella et al. 2022). Her bruger forskerne flybårne hyperspektrale data (1 m opløsning) til at estimere N i løv, og viser, at det kan gøres på tværs af habitattyper med en nøjagtighed på 66 %. Dog opnår de kun en nøjagtighed på ca. 20 %, når deres metode udføres på vegetation, som modellen ikke har set før, og det peger på, at disse metoder formentlig kræver lokal kalibrering for at fungere med en tilstrækkelig stor præcision. Et lignende studie fra Kina, som dog bruger dronebårne hyperspektrale data og også inddrager lidar data, viser

lidt lavere nøjagtighed (53 % for N og 44 % for P, Yang et al. (2024)). Omtrent samme nøjagtighed opnås for N i løv under lidt mere hjemlige himmelstrøg i præalpine græslandsområder i Tyskland, men blot med en billig drone og et billigt 4-kanalskamera (Schucknecht et al. 2022).

Herudover findes en række eksempler fra skovhabitater, særligt tropiske skove (Asner et al. 2016; Asner and Martin 2009; Broadbent et al. 2014; Doughty et al. 2011; Limberger et al. 2025; Yu et al. 2024). Fælles for alle disse studier er, at estimerne af N og P i løv enten har en meget grov opløsning (900 m² – 10.000 m²), eller nøjagtigheden er så lav, at den ikke vil være operationel i NOVANA-overvågningen. I et nyere kontrolleret drivhusforsøg, bekræfter belgiske forskere ovenstående udfordringer: De var ikke i stand til at finde direkte og robuste sammenhænge mellem bladreflektans og kvælstof- og fosforindholdet i løv i en række naturlige arter fra mesotrofe græslandstyper, der er meget lig de danske (Moenclaey et al. 2022). Resultaterne viser, at artsidentitet og struktur fuldstændigt dominerer reflektanssignalet, hvilket peger på, at det selv under ideelle laboratorieforhold er meget usandsynligt at udvikle remote sensing-metoder, der kan estimere løvets N- og P-indhold pålideligt. Vi vurderer derfor, at løvprøver er den eneste reelle datakilde til denne indikator i dag.

5.2.6 Eutrofiering og randpåvirkning

I kortlægningen består indikatoren for [eutrofiering og randpåvirkning](#) af fire forskellige delindikatorer: (1) Tegn på direkte gødskning eller tilskudsfodring, tegn på tydelig randpåvirkning af henholdsvis (2) gødskning og (3) sprøjtning og (4) samlet arealandel med disse tre på en femtrins-skala. Det er særdeles svært at forestille sig, at man kan finde alternative datakilder til disse fire delindikatorer, fordi de er komplekse og omfatter et udefinerbart nærområde, og fordi tegnene, man kigger efter i felten, kan være overordentligt forskellige. Det samlede resultat af øget næringstilførsel vil muligvis godt kunne detekteres igennem ændringer i vegetationens produktivitet. Dette vil dog kræve udviklingsarbejde på tværs af naturtyper. Vi er ikke bekendt med studier, der har forsøgt at estimere noget lignende med alternative datakilder, men se evt. 6.1.2 "Landbrugspåvirkninger".

5.3 Vegetationsstruktur og forvaltning

5.3.1 Bar jord

I kontrolovervågningen estimeres andelen af bar jord i hvert prøvefelt ved at registrere antal hits i [pinpoint-rammen](#) med bar jord, eller der foretages en vurdering af [dækningen af bar jord](#) (i m²) i 5-m cirklen. I kortlægningen angives arealandelen [uden vegetationsdække](#) på en femtrins-skala.

Med vegetationsindekser som fx Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) er det muligt at lave estimer af bar jord, fordi barjordsreflektans er væsentligt anderledes end vegetationens ditto (He et al. 2020; Mu et al. 2018; Mzuku et al. 2015; Wijata et al. 2024), og der er eksempler på, at man kan opnå ret høj nøjagtighed i naturlige landskaber (Liu et al. 2024a; Rose et al. 2023). For at resultaterne får en tilpas høj opløsning til, at man kan fange små områder med bar jord mellem vegetationen, kræves højopløselige multispektrale data, fx fra drone, men luftfotos kan også være en mulighed, hvis der er en infrarød kanal, hvilket der er i danske luftfotos fra 2015 og frem. Det kan være en udfordring i områder med tør vegetation og andre ikke-fotosyntetiske overflader,

fordi disse har spektrale signaturer, der ligner bar jord, og klasserne derfor let blandes. I sådanne tilfælde kan man kun forvente en middel nøjagtighed for kortlægning af bar jord (Pervin et al. 2022).

Det er usandsynligt, at metoden vil virke i skov, fordi en spektral sensor ikke kan "se" igennem træernes kroner. Desuden kan det være en udfordring at identificere bar jord mellem fx tuer og buske, fordi vegetationen her er høj og kan give skyggeeffekter i data. Skyggeeffekter fra variation i terræn og vegetation kan påvirke evnen til at opfange en tilstrækkelig mængde tilbagekastet lys fra objekter, hvilket udfordrer identificeringen af bar jord mellem fx tuer og buske. Der kan i nogen grad korrigeres for eventuelle skyggeeffekter ved at anvende alternative vegetationsindekser til formålet. Vi er dog ikke bekendt med, at der findes en generel metode til korrigerende af skyggeeffekter på tværs af remote sensing-datakilder. Ved stor variation i terræn (fx kløfter eller revner i jorden) og vegetation (mellemrum blandt buske og træer) reflekteres lyset dårligt, og dette umuliggør en god spektral dataanalyse.

Bar jord estimeres forholdsvist hurtigt i felten, og dét bør indgå i overvejelserne af, om man vil arbejde videre med alternative datakilder til at estimere bar jord. Omvendt vil en ny remote sensing-baseret indikator for denne parameter medføre, at estimererne af bar jord bliver langt mere ensartede end i dag, fordi de ikke er personafhængige, ligesom de har den store fordel at være fladedækkende frem for stikprøvebaserede. I projektet "Digital Naturovervågning" (DNO) arbejder DCE aktuelt med at estimere vegetationshøjde fra luftbåren lidar (se afsnit 5.3.2 "Vegetationshøjde"), og denne model udpeger også arealer med bar jord. Validering af disse resultater pågår i skrivende stund. Vi vurderer på den baggrund, at det er meningsfuldt at arbejde videre med en sådan indikator for de 34 lysåbne naturtyper – ikke mindst fordi arbejdet forholdsvist nemt kan kombineres med kilder til andre indikatorer, fx vegetationsstruktur eller blankt vand, sådan som det allerede sker i DNO.

5.3.2 Vegetationshøjde

I kontrolovervågningen måles [vegetationshøjden](#) i felten langs de fire kanter af prøvefeltet, og i kortlægningen estimeres dækningen af græs- og urtevegetationen i [tre højdeklasser](#) på en femtrins-skala i den afgrænsede polygon.

Vegetationshøjde kan med en vis nøjagtighed måles med en lidar-baseret punktsky, og det vil givetvis kunne give fladedækkende estimerer i meget fin opløsning (Luo et al. 2015; Moeslund et al. 2019; Zlinszky et al. 2014). I et nyere studie viser Simoniello et al. (2022) fx hvordan man ret simpelt og med forholdsvis stor nøjagtighed kan identificere vegetationshøjde i klasserne <25 cm, 25–200 cm og > 200 cm i en opløsning på 0,5 m med en nøjagtighed på > 85 % for de to højeste vegetationsklasser (de giver ikke en nøjagtighed for < 25 cm). Et andet nyere studie har udviklet en korrektionsmetode baseret på scanningsvinklen, som forbedrer deres vegetationshøjdeestimerer drastisk (R^2 fra 0,23 til 0,82) (Xu et al. 2023). Her måler de vegetationshøjden i tempereret græsland i Indre Mongoliet som en abundansvægtet middel af tophøjder, som vi vurderer, er sammenlignelig med den måde, vi måler middelhøjde med plademetoden i Danmark. I udviklingen af vegetationshøjdemodeller bør man undersøge, om det er relevant at inkludere denne korrektion, hvilket dog forudsætter lokal kalibrering med feltdata.

At bruge lidar til at estimere vegetationshøjde kræver en punktsky med relativt høj punkttæthed, og det er p.t. usikkert, om den nyeste punktsky, som for

tiden optages for hele Danmark, er tilstrækkelig god til dette formål. Det er med stor sandsynlighed mest optimalt, hvis man har adgang til en punktsky, som optages i vækstsæsonen og helst på samme tidspunkt af året ved fremtidige genoptagelser. I dag optages nationale punktskyer typisk uden for vækstsæsonen, fordi man er mest interesseret i terrænhøjde. AU's forskning indtil nu viser, at vi kan lave vegetationshøjdeestimerer med nationale punktsky-data, men de vil, især i områder med lav vegetation, være behæftet med en usikkerhed som vi pt. ikke kender.

Vegetationshøjde kan også estimeres via fotogrammetri fra billeder optaget med drone (Ludwig et al. 2020). Med fotogrammetri opnås en overflademodel af kronedækket. Ved at trække denne fra en terrænmodel baseret på lidar, kan vegetationshøjden estimeres. Ændringer i vegetationshøjden kan estimeres ved at trække to overflademodeller af kronedækket fra hinanden. Dette vil være en relativt nem procedure at implementere, men den kræver droneflyvninger på alle arealer og vil dermed være relativt dyr sammenlignet med frit tilgængelige lidar-data. Derudover vil lidar-data optaget fra drone være at foretrække, hvis der alligevel sendes en drone i luften, fordi disse data har mindre usikkerhed, især i blæsevejr hvor vegetationen bevæger sig.

Estimering af vegetationshøjde fra lidar er formentlig relativt billigt sammenlignet med at udvikle alternative datakilder for mange af de andre indikatorer, og derfor er der allerede – i projektet "Digital Naturovervågning" (DNO) – sat gang i et arbejde med at bruge lidar som en alternativ kilde til indikatoren "vegetationshøjde" i lysåbne habitatnaturtyper. I de nuværende modeller (DNO) bliver vegetationshøjden estimeret ens over hele landet, og det er meningen vegetationshøjdeestimererne skal opdateres med ca. fem års mellemrum. En væsentlig fordel ved metoden er, at man får fladedækkende estimerer, og man får dem i fin opløsning (ca. 1 m) – derfor kan man få mere detaljeret og præcis indsigt i et områdes vegetationshøjdevariation mm. En anden fordel er, at den ikke vil afhænge af, hvilke personer der har målt i felten. I det foreløbige arbejde med vegetationshøjdeestimering med lidar-data er bekymringerne især knyttet til om de lave vegetationshøjder, f.eks. vegetation i højdeintervallet 0–10 cm, kan forudsiges med tilstrækkelig stor nøjagtighed, og om modellerne kommer til at virke med fremtidige flybårne punktskyer, så vi får reel viden om, hvordan vegetationshøjden udvikler sig over tid i et givet område. Denne datakilde bliver sandsynligvis bedre med tiden, navnlig når der kommer nye og bedre punktskyer.

5.3.3 Græsning, høslæt og slåning

Det har vist sig at være meget vanskeligt at beskrive græsningsprocessen med dyretæthed, udbindingsperiode og sammensætning af planteædere. I kontrol-overvågningen registreres [græsning, høslæt, rydning og slåning](#) derfor blot som en binær indikator, dvs. om der i felten er tegn på, at en af disse forvaltningsaktiviteter finder sted i 5 m cirklen. I kortlægningen registreres en skønnet dækningsgrad af den samlede forvaltningsindsats samt dækningsgraden for [græsning, høslæt og slåning](#) på en femtrins-skala i den afgrænsede polygon.

Græsning er en diffus proces, der foregår over længere tid og er meget svær at identificere fra luften. Enkelte studier viser, at man kan identificere store græsædere via droner og deep learning-billedanalyse (Bowley et al. 2016; Weinstein 2018), men disse metoder er endnu ikke operationelle, og det vil kræve jævnlige besøg af en drone for at være sikker på, at alle dyrene er optalt. I en rapport fra 2020 (Holm et al. 2020) og gennem efterfølgende studier, har

DCE erfare, at man kan estimere dyretætheder af store planteædere (> 50 kg) i naturlige landskaber med termiske kameraer båret af droner. Metoden er afhængig af lokalitetens vegetation, topografi og vejrforhold under dataoptagelse og et forsigtigt bud (ej verificeret) er, at man vil kunne identificere 70–80 % af de store planteædere. For at kunne bruges i overvågningssammenhæng kræves formentlig gentagne droneoverflyvninger for at sikre, at estimatet er retvisende. Der er således væsentlige omkostninger forbundet med metoden, men på store arealer, der er svære at overskue, kan metoden være relevant. Metoderne vil næppe fungere i skov, fordi de billeder, man normalt optager, ikke tillader, at man kan se igennem et kronedække. En anden tilgang til estimering af, om der er græsning eller ej, er at forsøge at "måle" vegetationsstrukturen, som ændrer sig med græsning. Se indikatoren "Græsningstryk" (5.3.4), hvor en række studier, der kigger nærmere på dette, er gennemgået. Der findes således evidens for, at en sådan målemetode formentlig kan virke (Listopad et al. 2018; Michez et al. 2019). For at metoden bliver operationel, kræves punktskyer med en væsentlig højere punkttæthed end de landsdækkende data, vi har fra lidar i dag. I afsnit 5.3.5 ("Slåning/klipning") gennemgås alternative datakilder til at identificere slåning eller klipningshændelser.

Generelt er ingen af de eksisterende metoder tilpas veludviklede, og deres nøjagtighed er heller ikke god nok til, at de vil være operationelle i NOVANA-overvågningen, men de har et potentiale, som formentlig vil blive udviklet i forskerkredse i løbet af de kommende år. Således vurderer vi, at der ikke er oplagte alternative datakilder til denne indikator, men at der med en del udvikling måske kan udvikles indirekte indikatorer af græsningstryk baseret på vegetationens struktur (se 5.3.4), der vil give et bedre bud på, i hvilken grad den naturlige græsningsproces er realiseret end NOVANAs binære græsningsindikatorer.

Alternative indikatorer: Græsningstryk (afsnit 5.3.4), Slåning/klipning (afsnit 5.3.5)

5.3.4 Græsningstryk

Flere nyere studier har forsøgt at bruge remote sensing til at estimere hvor meget førne, der er tilbage i fx græslandsområder. Et nyere kinesisk studie har undersøgt, om man kan bruge Landsat- og Sentinel-2-data til at overvåge græsningstrykket i steppegæsland via en "udnyttelsesgrad" (utilization rate of rangeland, UR) repræsenteret ved den andel af biomassen, der reelt fjernes ved afgræsning (Chang et al. 2025). Ved at sammenligne ændringer i spektrale bånd og vegetationsindekser mellem indhegnede kontrolfelter og forskellige græsningsintensiteter kunne deres model forklare ca. 70 % af variationen i UR på tværs af forskellige steppe-typer. Metoden kræver dog referencearealer uden græsning, og er udviklet i relativt ensartede, artsfattige græsstepper, så den kan ikke uden videre overføres til artsrige, småskala-prægede Natura 2000-områder i Nordeuropa, men den illustrerer, at satellitdata principielt kan bruges til at følge græsningstryk på landskabsniveau.

Flere lignende studier både med brug af lidar eller spektrale data eller kombinationen heraf læner sig op ad samme princip, og får nogenlunde samme resultater i homogent græsland i USA (Markman et al. 2025; Zhao et al. 2025) og heterogene savannelandskaber i Afrika (Coverdale et al. 2025). Markman et al. (2025) viste, at dét kun virker tilstrækkeligt godt med stående græs/urter, men ikke med nedliggende planter. Et studie fra Nebraska viser, at man

med dronebåren multispektral data i cm-opløsning kan kortlægge og klassificere kokasser med en samlet nøjagtighed på ca. 83 % under forskelligt græsningstryk (ultrahøjt vs. lavt) (Shine et al. 2025). Den viden kan muligvis med betragtelig videreudvikling bruges til at få information om græsningstrykket i et givet område. Vores vurdering er, at det er relevant at arbejde videre med denne parameter, men det kræver et væsentligt videreudviklings- og afprøvningsarbejde, som dog måske kan knyttes til arbejdet med at udvikle vegetationshøjde-estimering.

Alternativ til Græsning, høslæt og slåning (afsnit 5.3.3)

5.3.5 Slåning/klipning

Tidligere studier har vist, at satellitbåren radardata optaget i x- eller c-båndet (8–12 GHz hhv. 4–8 GHz) kan bruges til at identificere slånings- eller klipningshændelser i bl.a. Natura 2000-græsland (De Vroey et al. 2021; Schuster et al. 2011; Taravat et al. 2019; Voormansik et al. 2016). Disse studier identificerer sådanne hændelser korrekt imellem 54 og 100 % af tilfældene. Til gengæld kan metoderne næppe fortælle, om der er tegn på græsning, fordi det er en mere diffus proces, som foregår over en meget længere periode end klipning og slåning. Der er også gjort forsøg på at identificere slåning/klipning ved brug af vegetationsindekser (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI, og Enhanced Vegetation Index, EVI) fra multispektrale satellitbilleder, hvormed forskerne opnåede en nøjagtighed på 67–85 % (Halabuk et al. 2015). Hvis man kombinerede sådanne metoder med lidar, er det vores vurdering, at man også kunne opnå information om rydning af vegetation.

DHI har allerede et produkt, som bruges til overvågning af klipningshændelser på mark-niveau i landbruget i Danmark. Dette produkt er desuden testet i naturområder i Danmark, og vurderingen er, at det formentlig godt vil kunne fungere.

Alternativ til: Græsning, høslæt og slåning (afsnit 5.3.3)

5.3.6 Blomsterressourcer

For de nektar- og pollensøgende insekter er rigelige blomsterressourcer en vigtig del af deres levested. Hvis man kunne estimere mængden af blomsterressourcer over året, ville man få værdifuld viden om, hvorvidt der mangler blomstrende urter i et prøvefelt, men også om hvornår på sæsonen disse mangler. Det giver både direkte information om kvaliteten af området for pollen- og nektarsøgende insekter og vil i mange tilfælde også sige noget om græsningstrykket og dermed give nyttig viden til forvaltningen. Forskning, der adresserer estimering af blomsterressourcer, er ret begrænset, men vi vurderer alligevel, at der faktisk er nogle muligheder, som er lovende, og som kunne afprøves for relativt små penge. Der foregår en del arbejde rundt omkring i Verden med såkaldte phenocams, som man bruger til at studere fx blomsterfænologi over året. Tanken er, at disse kameraer monteres permanent i udvalgte områder og tømmes fx en gang om året. Med deep learning kan man herefter, fra de optagede billeder, identificere blomsterne og deres farver og udvikle standardiserede mål for estimer af blomsterressourcerne (pers. comm. Jeffrey Taylor Kerby, AIAS, Aarhus Universitet; Correia et al. 2020).

Andre forskere arbejder med nært-relaterede teknologier, som samlet går under betegnelsen *close-range* remote sensing (Liu et al. 2021). *Close-range* betyder, at sensoren (typisk spektral) er tæt på overfladen, som regel 0,5–20 m. I nogle tilfælde opsættes ligefrem togbaner, der kan føre sensoren hen over større områder (Gamon et al. 2006; Schweiger et al. 2018). Vi vurderer, at dette ikke er realistisk i NOVANA-overvågningen. Droner har også været anvendt til forsøg med overvågning af blomsterressourcer (Niwa 2025). Et studie fra Tyskland undersøgte for nylig, hvor godt man kan overvåge mængden af gule blomster i et naturområde vha. billeder fra drone (Schöttker et al. 2023). Resultatet var, at drone data gav lige så gode resultater som feltindsamlede data (nøjagtighed på 78–83 %). Det er vores erfaring, at så snart man gør en opgave som denne mere kompliceret, fx ved at tilføje flere farver eller specifikke arter, vil nøjagtigheden falde væsentligt. Generelt vurderer vi, at det er relevant at gå videre med indikatoren *blomsterressourcer*, og at man i hvert fald på sigt vil kunne have stor gavn af at se på muligheden for at estimere blomsterressourcer med fx phenocams, som monteres permanent, men så skjult som muligt på udvalgte steder (for at forhindre tyveri og fordi nogle besøgende vil opleve kameraer i naturen skæmmende). Det vil kræve indkøb af kameraer og en del udviklingsarbejde, før metoden bliver operationel.

Alternativ til: Ingen

5.4 Hydrologi

5.4.1 Blankt vand

I kontrolovervågningen registreres omfanget af åbent vand i prøvefelterne på to forskellige måder. Siden 2007 er dækningen af blankt vand registreret som antal hits i [pinpoint-rammen](#), der ikke berører plantearter (herunder mosser og laver), og hvor jordoverfladen vurderes at være permanent vanddækket (siden 2018 dog kun for udvalgte naturtyper). Siden 2011 er det registreret, hvor stor en andel af 5-m cirkelens areal, der er [permanent vanddækket](#). Der findes en række alternative datakilder til at estimere, hvor stor en procentdel af et område, der er dækket med blankt vand. En af dem er at kombinere radar med multispektrale satellitbilleder. Radar er sensitiv over for vand, og man vil muligvis kunne udnytte dette til at lave et estimat for dækningen af blankt vand. Det er ikke en simpel opgave, fordi flere ting kan spille ind på nøjagtigheden; fx kan vegetation, som hænger ind over en vandflade, give støj og gøre det svært at identificere vandfladen (Martinis 2010), mens stærk vind kan påvirke vandoverfladen, så den på radarbilledet ikke ligner vand (Bioresita et al. 2019). Ved at kombinere radar og multispektrale billeder fra satellitter har flere forskerhold for nylig vist, hvordan man med meget høj nøjagtighed (91–99 %) og en meget lav fejlmargen kan identificere permanente og temporære vandflader (Bioresita et al. 2019; Na et al. 2018). Lignende metoder er afprøvet i Biodiversa+ regi med relativt gode resultater (rapport endnu ikke udgivet).

En anden mulighed er at kombinere flybåren lidar med luftfotos eller udelukkende bruge luftfotos. DCE arbejder i projektet "Digital Naturovervågning" (DNO) med en model til estimering af vegetationshøjde (se afsnit 5.3.2 "Vegetationshøjde"), som samtidig udpeger arealer med blankt vand. Valideringen er endnu ikke afsluttet, men vores foreløbige arbejde tyder på, at man ikke kan forvente en perfekt model for blankt vand. Vores vurdering er dog, at der kan tages væsentlige skridt i den retning.

Da den satellitbaserede metode er baseret på data i 10–30 m opløsning, er den næppe tilstrækkelig som alternativ til den nuværende feltindikator, men den kan måske fungere på polygonniveau og vil formentlig kunne forbedres væsentligt, hvis der en dag bliver adgang til egnede data i en finere opløsning. Det samme gælder den lidar- og luftfotobaserede tilgang, som valideres på et noget grovere niveau end den rumlige opløsning ellers ville tillade. Det er usikkert, hvor lavt vand metoderne kan identificere. En stor fordel ved satellitmetoden er, at den tillader, at man overvåger vandflader hele året og ikke kun ved feltbesøget. Hvis man alligevel skal have folk i felten, vurderer vi, at det giver bedst mening at estimere vanddækningen dér, men omvendt kan det give god mening at arbejde videre med alternative datakilder til denne indikator – i hvert fald på polygonniveau, fordi man så får et mere komplet billede af, hvordan vanddækningen ændrer sig over året (se også afsnit 5.4.5 "Vandstandsændringer").

5.4.2 Fugtighedsforhold (Ellenberg F)

I naturtypeovervågningen estimeres fugtighedsforholdene ved at beregne den gennemsnitlige [Ellenberg-indikatorværdi for fugtighed](#) (Ellenberg et al. 2001) for hver 5-m cirkel baseret på plantelisten. De alternative datakilder, der kan komme i betragtning til denne indikator, er lidar, SAR og forskellige fugtighedsindekser baseret på spektrale data fx Normalized Difference Water Index (NDWI, (Bao et al. 2018; Huang et al. 2025)). Radar er følsom over for både jordens og vegetationens fugtighed, men giver til hver en tid et øjebliksbillede, hvor Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed fanger de gennemsnitlige overordnede fugtighedsforhold.

Der er begrænset erfaring med brugen af SAR til at estimere overordnede fugtighedsforhold, men se fx Millard and Richardson (2018) og Takada et al. (2009). Som ophav til SAR-data vil man enten bruge Sentinel-1, som ikke er i fin nok opløsning til at være operationelt på prøvefeltsniveau, eller data fra private udbydere af SAR-data i højere opløsning. Sidstnævnte er temmelig dyrt (se "Synthetic Aperture Radar (SAR)" i 4.1.3).

Med lidar er det muligt at beregne et såkaldt wetness-indeks baseret på mikrotopografien, som har nogen overensstemmelse med Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed, men ikke på et niveau, så det er operationelt (Hardy et al. 2012; Moeslund et al. 2013a; Moeslund et al. 2013b).

I åbne landbrugslandskaber og på bar jord, findes der forholdsvis gode remote sensing-baserede metoder til at estimere jordens fugtighed i opløsning ned til ca. 30 m (Huang et al. 2025). Omvendt er der i naturområder ringe evidens for brugen af de forskellige fugtighedsindekser, man kan aflede af spektrale data til at estimere jordfugtighed, og selv den nyeste forskning indenfor feltet viser, at remote-sensing-baserede data ikke er tilstrækkeligt højt korrelerede med den faktiske jordbunds-fugtighed til at kunne erstatte den nuværende datakilde på tilfredsstillende vis (Bao et al. 2018; Huang et al. 2025). Fx viste Moeslund og Damgaard (2024), at spektrale data fra Sentinel-2 havde en forholdsvis lav korrelation med NOVANA-overvågningens vegetationsplots' gennemsnitlige jordbunds-fugtighed (Ellenberg F) på tværs af Danmark ($R^2 = 26\%$).

Et interessant studie fra Storbritannien demonstrerer, hvordan man med ret billigt hardware kan måle vandstress i kunstige tørvemoster i et kontrolleret miljø (Stuart et al. 2022). Med hyperspektrale sensorer kan forskerne se, om

tørvemosserne er vandstressede flere uger før man kan se det med det blotte øje. Vi vurderer, at denne metode muligvis kan videreudvikles, så sensorerne kan bæres af droner, og man vil i så fald kunne få indsigt i ændringer i tørvemosseres vandstress – som er tæt forbundet med den generelle hydrologi – over tid ved gentagne overflyvninger. Metoden vil kræve en del videreudvikling, og også en del feltarbejde (droneflyvninger) for at være operationel i praktisk overvågning, men den vil potentielt kunne give et helhedsbillede af niveauet og variationen i vandstress i et givet tørvemoseområde.

Vi vurderer, at den bedste datakilde til denne indikator fortsat er Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed beregnet på baggrund af en planteliste. Vi anbefaler, at der også fremadrettet indsamles en planteliste, som dokumentation for tilstanden i den danske natur, og i så fald er der ikke behov for en alternativ datakilde til denne indikator. Plantelisten kan evt. på sigt komme fra eDNA eller droner i stedet for traditionel botanisk inventering (se 5.1.2 "Artsindeks (flere artsgrupper)").

5.4.3 Grundvandstryk

Grundvandstryk er en forudsætning for forekomsten og tilstanden af en række grundvandsafhængige terrestriske naturtyper. Det gælder eksempelvis naturtypen rigkær, der findes, hvor kalkrigt, mineralrigt og næringsfattigt grundvand vælter frem og trykkes op i rodzonen. Siden NOVANA-overvågningsens start i 2004 har der været fokus på at finde operationelle metoder til at beskrive det [hydrologiske regime](#), herunder grundvandstrykket. Det har imidlertid vist sig at være særdeles vanskeligt at gøre på en reproducerbar og omkostningseffektiv måde i felten.

I teorien kan man skelne fremvældende grundvand fra resten af omgivelserne i hård frost med et infrarødt kamera, fx monteret på en drone. Grundvandet vil i dette tilfælde altid være væsentligt varmere end det omkringliggende miljø. Dette er blevet forsøgt i et tidligere projekt om ådalsnatur ved AU, men uden den store succes. Forsøget var dog på nogle punkter lovende, og det kan måske udvikles, så det fungerer bedre. Der er ikke ret mange studier, der har forsøgt at identificere fremvældende grundvand med denne metode, og de der har, har typisk brugt terrestriske (dvs. monteret på fx en trefod, ikke fra drone) infrarøde kameraer (Iwasaki et al. 2023; Röper et al. 2014). Vi vurderer derfor, at der på nuværende tidspunkt ikke findes alternative datakilder til denne indikator.

5.4.4 Afvanding, grøfter

I kortlægningen registreres [graden af afvanding](#) i seks kategorier fra intakt hydrologi til helt afvandet i den afgrænsede polygon. Selv i felten er det dog vanskeligt at skelne mellem fungerende dræn og inaktive dræn.

Der er adskillige eksempler på anvendelse af lidar til identifikation af grøfter i et område, men det kan være udfordrende at verificere, i hvor høj grad grøfterne er forbundne og aktive (Bailly et al. 2008; Bhattacharjee et al. 2021; Rapinel et al. 2015; Robb et al. 2023; Roelens et al. 2018a; Roelens et al. 2018b). Eksempelvis har belgiske forskere brugt en punktsky – baseret på lidar – med gennemsnitligt 16 punkter per kvadratmeter til at identificere grøfter i både græsland (tidligere eng og mose) og landbrugsområder med en nøjagtighed på over 75 % (Roelens et al. 2018a). Flyckt et al. (2022) når lignende resultater i tørvemoser med en 0,5 m digital højdemodel baseret på lidar, selv i

trædækkede områder. Med nyere deep learning metoder har forskere demonstreret en nøjagtighed på > 85 % med en almindelig punktsky fra flybåren lidar i fladt landbrugslandskab (Du et al. 2024) eller ca. 80 % med flyfotos i højmoser (Habib et al. 2024). Lidberg et al. (2023) og Koski et al. (2023) bekræfter ca. samme nøjagtighed med flybåren lidar endda i skovdominerede områder i Sverige og Finland, og førstnævnte viser desuden god overførbare til lignende områder i Finland, Letland og Polen. Virro et al. (2025) viser, hvordan transfer learning kan reducere behovet for landsspecifikke træningsdata og samtidig opnå en tilsvarende nøjagtighed. Busarello et al. (2025) viser, at fin opløsning (0,5 m) er vigtig i heterogene landskaber, i modsætning til Du et al. (2024), som omregnede en flybåren lidar-punktsky til en digital terrænmodel i 3 m opløsning og alligevel opnåede meget høj nøjagtighed i et fladt landbrugslandskab. Du og kolleger testede dog ikke finere opløsninger og pegede selv på, at højere opløsning sandsynligvis vil forbedre kortlægningen af meget smalle grøfter, fx vejgrøfter.

Den nuværende danske punktsky har ca. 8 punkter per m², og der er pt. ikke planer om at øge punkttætheden fremover. Flere studier nævner, at nøjagtigheden og evnen til at se sammenhænge mellem grøfterne afhænger af punkttætheden. Det er udfordrende at finde alternative datakilder, der kan bruges til at identificere nedgravede dræn, og det er også forbundet med stor usikkerhed at bruge alternative datakilder til at estimere graden, hvormed et naturområde påvirkes af den eksisterende dræning. Nogle dræn er tilstoppede og nogle grøfter groet til, og derfor er de samme fysiske tegn på dræning i forskellige områder ikke altid udtryk for samme effekt på vegetationen. Dog har et enkelt studie dykket lidt mere ned i dét problem, selvom det ikke derved er løst: I modsætning til de fleste lidar-studier, der kun kortlægger selve grøften/strømrenden, viser Dillon et al. (2023), at man – forudsat at man på forhånd har et godt digitalt afstrømningskort og et kalibreringsområde med kendt våd/tør-tilstand – kan bruge normaliseret lidar-intensitet til at skelne mellem våde og tørre strækninger i små skovvandløb under tæt kronedække med en samlet nøjagtighed omkring 90 %.

I de tilfælde hvor terrænet sætter sig, fordi tidligere oversvømmet jord nu mineraliseres og dermed kompakteres, kan man formentlig følge disse terrænsætninger med lidar eller – hvis der er behov for data med korte mellemrum – SAR-data. Czapiewski et al. (2025) viser, at multi-temporale luftbårne lidar-data kan bruges til både at kortlægge mange små, oversete tørvemoseflader og til at kvantificere langsom sænkning eller hævnning af tørveoverfladen (gennemsnitligt 0,3–0,9 cm/år over ti år) samt ændringer i vedplantedækning. I princippet kunne gentagne højdemodeller – fx fra national ALS (Airborne Laser Scanning – indsamling af lidar data fra fly) eller dronedata hvert 5.–10. år – dermed bruges som en simpel tilstandsindikator for, om der er naturlig hydrologi eller ej (intakte højmoser bør være stabile eller svagt voksende, ikke synke). I praksis kræver det dog meget høj relativ nøjagtighed og omhyggelig samregistrering mellem lidar-optagetidspunkter. Med ALS-data, hvor den absolutte horisontale fejl kan være 10–15 cm og højdefejl kan være op til 6 cm som i Danmark, vil usikkerheden i ændringskortene formentlig være for store til, at man troværdigt kan registrere ændringer på få cm. SAR bruges ofte til at følge sætninger eller ændringer i terrænoverfladen, fx ved kommende vulkanudbrud eller ved dæmninger, der er i fare for gennembrud (se fx Huang et al. (2015)), og er egnet til at følge selv ret små terræ ændringer over tid. Endelig er der mulighed for at bruge SAR til at estimere vandstandsændringer, se 5.4.5 ”Vandstandsændringer”.

Vi vurderer på ovenstående baggrund, at anvendelse af alternative datakilder til denne indikator er kompliceret, ikke velafprøvet og vil kræve store udviklingsressourcer for at kunne udtrykke hvor afvandet et område er. Omvendt er den nuværende indikator også meget usikker, og det er generelt svært at få alternative data om hydrologi, så det vil være hensigtsmæssigt og meningsfuldt at arbejde med at finde alternative datakilder til at estimere denne indikator.

5.4.5 Vandstandsændringer

I dag logges vandstandsændringer ikke i de våde naturtyper, fordi det er for ressourcekrævende med [vandstandsloggere](#). Det kan man imidlertid måske gøre med SAR fra satellitter i stedet, navnlig i de åbne habitater. Mikrobølger (radar) er sensitive over for jord- og løvfugtighed, og det kan man udnytte til at estimere vandstanden i et givet område. Eksempelvis viste svenske forskere for nogle år siden, hvordan man kan følge vandstanden i svenske tørvemoser med en nøjagtighed på 86 % ved at bruge en kombination af radar (L-båndet) og lidar (Torbick et al. 2012). I Danmark har vi en lignende tilgængelighed til data, og det er gratis at bruge dem. Der findes også eksempler på, at full-waveform lidar-data kan bruges til at overvåge oversvømmelse i ådale; her rapporteres der tillige om høj nøjagtighed (89 % (Malinowski et al. 2016)), men udfordringen er, at lidar som regel ikke opdateres så ofte som SAR. For at udvikle den SAR-baserede metode til et operationelt niveau kræves en del udvikling, men vi vurderer, at denne indikator er vigtig, og at det giver god mening at arbejde videre med denne.

Alternativ til: Ingen

5.4.6 Naturlige vandløb

I kortlægningen af skovnaturtyper angives det, i hvor høj grad [vandløbene i området er naturlige](#) i den afgrænsede polygon. Det beror i meget høj grad på en vurdering, og det er særdeles komplekst at afgrænse, i hvor høj grad et vandløb er naturligt. Vandløb mæandrerer naturligt, men i forskellig grad og med forskellig buestørrelse, så derfor er det meget svært at anvende andre datakilder til denne indikator. Efterhånden er de fleste vandløb indtegnet i GeoDanmark-datasættet (kortforsyningen.dk), men selvom det er et datasæt med ret høj kvalitet, er der stadig fejl, forsimplinger og unøjagtigheder, så derfor bør brugen af dette altid suppleres med et feltbesøg (eller check af luftfotos, hvis det er åbent landskab), hvor det er ret simpelt at registrere vandløb. Til Dansk Naturindikator (naturindikator.dk) har vi udviklet en indikator for naturlige slyngninger i vandløb. Det er komplekst, og den beregnede slyngningsgrad afhænger af ganske mange subjektive valg, fx hvilken længde vandløbsstrækning man beregner slyngning for. Derfor er det ikke givet, at en sådan beregning vil være egnet i kortlægningen. De vandløbstemaer, der findes til Vandplan II og III, repræsenterer ikke altid vandløbene korrekt, og derfor vil de ikke kunne bruges i dette øjemed. Der har i lang tid været drøftelser i både SGAV og DCE om at lave et landsdækkende vandløbstema, som sammensmelter data fra vandplanernes vandløbstema, laget med beskyttede (§3) vandløb og GeoDanmark-temaet, men det er os bekendt ikke et arbejde, som er sat i gang endnu.

Vi vurderer derfor, at der p.t. ikke findes gode alternative datakilder til denne indikator, men man kan overveje at teste, om man kan lave en brugbar metode til beregning af slyngningsgrad med acceptabel nøjagtighed baseret på eksisterende lag. I den nuværende kortlægning er det vores vurdering, at denne indikator også er svær at estimere konsistent i felten.

5.4.7 Skovsøer og øvrige vådområder

I kortlægningen registreres denne indikator for skovnaturtyper ved at angive procentdelen af polygonen, som er dækket med [skovsøer, skovsumpe og -moser](#). I GeoDanmark findes et relativt godt tema over søer, som kan kombineres med GLM-søtemaet fra Landbrugsstyrelsen og §3-søtemaet. På den måde fås et datalag, som dækker en meget stor del af de danske søer. Selv i sådan et datalag vil der være fejl og mangler, og vi har ikke lige så gode data-lag for moser og sumpe. Som udgangspunkt kunne man bruge lidar og spektrale data til at forsøge at afgrænse disse vådområder, men det er vanskeligt under et trædække.

Vi har ikke kendskab til studier, hvor man har anvendt alternative datakilder til at identificere skovsøer, -sumpe og -moser. Vores vurdering er, at man p.t. ikke kan opnå tilfredsstillende nøjagtighed for denne indikator med alternative datakilder. Det er muligt, at SGAVs nye naturtypegenkendelsessystem kan trænes til at udpege disse naturelementer med relativt høj nøjagtighed, og i så fald kan man bruge det som alternativ datakilde til denne indikator, men vores vurdering er, at også det vil have svært ved at nå en tilfredsstillende nøjagtighed i skov for skovsøer, -sumpe og -moser.

5.5 Kyst

5.5.1 Kystsikring

I kortlægningen registreres omfanget af [kystsikring](#) i seks klasser i den afgrænsede polygon. Her kan der både være tale om tilplantning med marehalm og hjælme og opsætning af ris i klitter samt tilstedeværelse af høfder og diger, eventuelt kombineret med pumper til at pumpe vand væk fra inddigede kystområder. I den feltbaserede kortlægning er det dog vanskeligt at afgøre, hvor langt ind i landet de kystsikrende foranstaltninger har en stabiliserende effekt på sandet. Vurderingerne af effekterne på habitattypernes tilstand vil derfor være forbundet med stor usikkerhed.

Der findes eksempler på, at man med højopløselige multispektrale eller hyperspektrale data kan identificere områder med marehalm eller hjælme med god nøjagtighed (80–95 %, Timm et al. (2014); Wang et al. (2010)). At gøre noget lignende i Danmark vil kræve højopløselige spektrale data, som man vil skulle købe fra private eller optage med egne droner. Vi er ikke bekendt med studier, der bruger alternative datakilder til at identificere ris i klitter, men vores vurdering er, at det er muligt i nogle tilfælde med samme data som til identificering af marehalm og sand-hjælme.

GeoDanmark-datasættet rummer datalag over både diger og høfder i Danmark. Disse data bruges muligvis allerede i dag. Under alle omstændigheder giver det mening at teste, om man kan automatisere brugen af disse data, som jævnligt opdateres, fx ved at opgøre "mængden" af disse foranstaltninger automatisk for et givet område. Vi er ikke bekendt med, hvor gode disse data er, så det vil i givet fald skulle undersøges. Der vil være et væsentligt udviklingsarbejde forbundet med at anvende alternative datakilder til denne indikator, og det vil være kostbart at fremskaffe data, der er gode nok til det, og vi vurderer derfor, at det ikke giver mening at gå videre med at anvende alternative datakilder her (bortset fra GeoDanmark). Et alternativ til denne indikator kunne være at måle på selve kystdynamikken i stedet for kystsikringen, og dét kunne det til gengæld sandsynligvis godt give mening at arbejde videre med.

5.5.2 Kystdynamik

Kystdynamik foregår som regel på en større skala end vegetationsplots, og derfor giver det mest mening at måle disse dynamikker på polygonniveau, som det også er tilfældet i dag med indikatoren "Kystsikring" (afsnit 5.5.1). En række studier viser, hvordan man både med spektrale data og lidar kan måle, i hvor høj grad både klitter og strandenge ændrer sig (Al-Masrahy and Mountney 2013; Baughman et al. 2018; Campbell and Wang 2019; Ewing et al. 2006; Ford and Dickson 2018; Lausch et al. 2020; Le Mauff et al. 2018; Zheng et al. 2020). Dette ville man også kunne gøre i Danmark, og vi vurderer, at sådan en overvågning er relevant ikke mindst på sigt, fordi det er væsentligt at kunne følge med i, i hvor høj grad fremtidige havniveaustigninger og ændrede vind- og nedbørsforhold vil påvirke kystnaturen. Herudover gælder det, at man med denne metode mere direkte overvåger effekterne på naturen, end man gør i dag, hvor man kvantificerer kystsikring, men ikke har direkte mål for selve effekterne på naturen af sikringen. Der vil være et væsentligt metodeudviklingsarbejde forbundet med modning af denne indikator, idet metoderne skal tilpasses danske forhold, men når de først er udviklede, vil en sådan overvågning formentlig være relativt billig i drift. I "Dansk Naturindikator" (naturindikator.dk) projektet foregår der pt. et væsentligt udviklingsarbejde for at afprøve, om man kan modellere sandflugt, men det er endnu usikkert, hvor gode disse modeller kan blive.

Alternativ til: Kystsikring (afsnit 5.5.1)

5.6 Vedplanter, lysforhold og dødt ved

5.6.1 Lysforhold (kronedække)

I kontrolovervågningen måles kronedækket i prøvefeltet bl.a. med et [densiometer](#) (se også 5.6.2 "Lysforhold (Ellenberg L)"), og i kortlægningen estimeres den på en [femtrins-skala](#) i den afgrænsede polygon. Til beregning af kronedækningen i skove er det oplagt med en metode baseret på lidar á la den, der er beskrevet under indikatoren "Dækning af vedplanter" (5.6.7). De samme fordele gør sig gældende, og metoden er stort set mage til, men man vil nok vælge at fokusere på punkter højere end 4–5 m. Da metoden kun bruges i skov, vil det ikke være et problem, at lidar ikke kan skelne buske fra træer, idet man i udgangspunktet er interesseret i alle vedplanter over en vis højde, fordi de giver skyggevirkninger for skovbundvegetationen. Det kan være relevant at overveje, om denne indikator skal rumme en kvantificering af såkaldte forest gaps, åbninger, som normalt skyldes et væltet træ. Der er en del eksempler på studier, som laver sådanne estimer med rimelig stor succes (se fx Vehmas et al. (2011)).

Vi anbefaler klart, at man arbejder videre med lidar som alternativ datakilde til denne indikator, idet man med lidar formentlig vil kunne opnå høj nøjagtighed, og metoden er relativt billig. Desuden bliver estimerne sandsynligvis mere ensartede, end de er i dag, fordi de ikke påvirkes af, hvilke personer der har foretaget de individuelle målinger i felten.

5.6.2 Lysforhold (Ellenberg L)

Udover at kronedækket (lysforhold) estimeres med et densiometer i kontrol-
overvågningen (se også 5.6.1 "Lysforhold (kronedække)"), beregnes også den
gennemsnitlige [Ellenberg-indikatorværdi for lys](#) (Ellenberg et al. 2001) base-
ret på plantelisten i en 5-m cirkel. Det er helt oplagt at estimere lysforhold i
skove baseret på lidar data. Dog er der p.t. ikke mange studier, der har vist,
hvordan man kan bruge lidar til at estimere den gennemsnitlige Ellenberg-
indikatorværdi for lys, og den evidens, vi har kunnet finde, indikerer, at nøj-
agtigheden ikke er helt god nok til at være operationel (ca. 50 %, Alexander et
al. (2013)). En alternativ datakilde til at estimere lysforhold er beskrevet under
5.6.1 "Lysforhold (kronedække)". Eftersom vi anbefaler, at der også fremad-
rettet indsamles en planteliste, som dokumentation for tilstanden i den dan-
ske natur, vil denne indikator relativt nemt kunne beregnes i tillæg hertil.

5.6.3 Skovlysninger

Skovlysninger registreres i skovkortlægningen som en skønnet arealandel
med skovlysninger og angives på en [femtrins-skala](#) for den afgrænsede poly-
gon. Skovlysninger er overordentligt svære at identificere med alternative da-
takilder, fordi de ikke bare består af en tilfældig lysning omgivet af træer, men
også omfatter de rette læ- og varmebetingelser samt tilgængelige blomsterres-
sourcer i forholdsvis store mængder. Det betyder ikke, at der ikke er gjort for-
søg på at udvikle metoder til at estimere denne vanskelige indikator. Eksem-
pelvis har forskere fra Bulgarien og Kenya samt fra Italien for nylig forsøgt at
udvikle metoder, der kombinerer højopløselige luftfotos med bl.a. objektba-
seret billedanalyse til at identificere skovlysninger (Bagaram et al. 2018;
Nyamgeroh et al. 2018). Generelt fungerede metoden ikke ret godt i løvfæl-
dende skov, men rimeligt (> 50 % nøjagtighed) i blandeskov. Der er en tendens
til, at mange studier laves på såkaldte "canopy gaps", altså åbninger i krone-
dækket, som skyldes et enkelt fældet eller væltet træ (fx Vehmas et al. (2011)),
og ikke "forest glades", som er det, vi normalt mener med skovlysninger.

I de fremsøgte artikler i dette review, er der endnu ingen studier, der med al-
ternative datakilder har opnået en nøjagtighed, der er tilstrækkelig til, at man
vil kunne anvende metoden til at estimere skovlysninger i den forstand, som
man refererer til i kortlægningen. Derfor vurderer vi, at det ikke giver mening
at arbejde videre med at anvende alternative datakilder til denne indikator.

5.6.4 Skovbryn

Skovbryn kvantificeres i skovkortlægningen i seks trin fra ingen til brede arts-
rige [skovbryn](#) i den afgrænsede polygon. For at kunne identificere skovbryn
skal man både have et estimat for artsrigdommen, og man skal kunne måle
bredden af skovbrynet. Algoritmer, hvor man anvender alternative datakilder
til denne indikator, har svært ved at afgrænse, hvornår et skovbryn starter, og
derfor ser man ofte, at denne grænse trækkes manuelt (Melin et al. 2018; Wang
et al. 2020). Man skal her huske på, at denne øvelse også er ret vanskelig i felten.

Der er enkelte nyere eksempler på studier, hvor man har brugt lidar til at
identificere og kvantificere skovbryn. Eksempelvis bruger hollandske for-
skere den nationale punktsky til bl.a. at estimere længden af skovbryn i et
landskab i forbindelse med et studie af truede dagsommerfugle i Holland (de
Vries et al. 2021). Der findes også nyere gratis tilgængelige softwarepakker til
statistikprogrammet R, som rummer værktøjer, der måske kan bruges til at
udvikle fornuftige mål for mængden og kvaliteten af skovbryn (Hesselbarth

et al. 2019), men os bekendt er det ikke gjort endnu i en grad, som er tilstrækkelig til at kunne erstatte feltregistrering af skovbryn.

Generelt er evidensen for brug af alternative datakilder til kvantificering af skovbryn relativt tynd, og derfor vurderer vi, at det p.t. ikke giver mening at arbejde videre med alternative datakilder til denne indikator. Omvendt ville det være hensigtsmæssigt med en standardiseret metode til at registrere denne indikator, da den er svær at registrere ensartet, og da skovbryn er vigtige levesteder for mange arter. En sådan metode kan formentlig udarbejdes, men kræver et stort udviklingsarbejde.

5.6.5 Artsrig underskov

I kortlægningen registreres underskov på følgende vis: I den afgrænsede polygon registreres en skønnet arealandel med tydelig forekomst af en [artsrig underskov](#) af buske og træer på en femtrins-skala.

Der findes kun få eksempler på alternative datakilder til denne indikator. For en del år siden viste finske forskere, hvordan man med en lidar-punktsky, der minder meget om den danske, kan estimere underskovens urtediversitet (Vehmas et al. 2009). Det vil ikke være meget forskelligt at skulle bruge samme metode til at estimere busk- og træ-diversitet i Danmark i stedet. Forskerne kiggede på 274 urterige finske skovområder stratificeret fra næringsfattig til næringsrig. Her kunne de estimere urterigdommen i underskoven korrekt i 65 % af tilfældene. I dag har vi bedre lidar-data og metoder, og derfor kan det ikke udelukkes, at lidar kan være en alternativ datakilde til denne indikator, særligt hvis man blot skal ramme én af fem kategorier og ikke den præcise dækning med træer og buske i underskoven.

Bouvier et al. (2017) viste, at sammenhængen mellem lidarbaseret estimering af underskovsstruktur og underskovens artsrigdom afhænger af abiotiske faktorer, og derfor vil modeller baseret på flybåren lidar (og muligvis også andre kilder) formentlig skulle kalibreres lokalt. Andre alternativer kan være terrestrisk (håndholdt) lidar eller almindelige håndholdte fotos kombineret med en deep learning-algoritme, som lærer at skelne de fem kategorier af artsrig underskov. Dette vil formentlig kunne lade sig gøre at udvikle, men det vil kræve feltbesøg, kameraer (mobiltelefon er formentlig nok) og vedligehold af algoritme og data. Vi vurderer, at det giver god mening at gå videre med den lidar-baserede metode, da dette vil give mere sammenlignelige og fladedækkende data, og det vil være både relativt billigt at afprøve, og sidenhen at vedligeholde. Dog er denne indikator ikke særlig dyr at estimere i felten, hvis man alligevel skal derud.

5.6.6 Vedplantediversitet og træarter

I dag beregnes både [antallet af træarter og buskarter](#) i naturtypeovervågningen af skove med udgangspunkt i artslistes fra 5- og 15-m cirklerne. Der registreres både det samlede antal vedplanter, og [træernes individuelle størrelse](#) opmåles i felten ved en diameter i brysthøjde over bestemte størrelsesgrænser. Herved kan man beregne en lang række indikatorer, fx hvor mange buskarter og hvor mange insektbestøvede arter der er. For at kunne angive denne indikator tilfredsstillende kræves der således kendskab til alle de arter, der findes i det givne dokumentationsfelt.

En alternativ datakilde til vedplantediversitet kunne være lidar-data fra enten fly eller drone (Brandtberg 2007; Hovi et al. 2016; Lindberg et al. 2015; Ørka et al. 2009; Sumnall et al. 2022; Toivonen et al. 2023). Med en tilpas tæt punktsky kan software – baseret på både de former, som punkterne repræsenterer, og de reflektansmønstre, der findes i data – i mange tilfælde identificere træarter i skov. Fælles for ovennævnte studier er dog, at de ofte kun fungerer godt i simple skove med få arter, og at de opnår nøjagtigheder på ca. 60–70 %. I andre studier anvendes lidar-apparater med flere bølgelængder (multi-wavelength), og det gør, at man kan opnå en væsentlig højere operationalitet (Axelsson et al. 2018; St-Onge and Budei 2015). Eksempelvis opnår Amiri et al. (2019) og Yu et al. (2017) nøjagtigheder mellem 76 og 85 %, men de viser også, at det er svært at ramme rigtigt, når det angår individer, som gror under kronerne på andre træer. Et enkelt studie har vist, hvordan man kan identificere *Rhododendron ponticum* i underskoven (Sanders 2017). Her nås en nøjagtighed på ca. 64 %. Generelt er det overordentligt svært at identificere buskarter i underskoven med lidar alene, mens den øvelse er væsentlig nemmere i åbne eller halvåbne landskaber. Madsen og kolleger har tidligere vist, hvordan dronebaseret lidar kan udnyttes til identifikation af individuelle vedplantearter eller -slægter baseret udelukkende på den strukturelle information fra 3D-punktskyer (Madsen et al. 2020). Her klassificeres en fokusart (gyvel, *Cytisus scoparius*) med stor nøjagtighed (> 89 % på tværs af sæson) blandt 10 andre vedplantearter og med en samlet nøjagtighed for alle arterne på > 86 %. I et studie fra Japan lykkedes det at identificere *Rhododendron reticulatum* i underskoven fra dronebilleder med meget høj nøjagtighed (98–99 %), men denne plante gror kun i lysåbne skove, og blomstrer med store lyserøde blomster før der kommer blade på træerne (Niwa 2025), så den er meget ”nem at se fra oven”, og derfor er det ikke et resultat man kan forvente for ret mange vedplantearter.

En tredje datakilde til vedplantediversitet er multi- eller hyperspektrale billeder, eventuelt kombineret med lidar (Fricker et al. 2019; Holmgren et al. 2008). I et studieområde på 4000 km² i Schwarzwald i Tyskland har forskere for nylig sammenlignet fire forskellige satellitbårne sensorer for at se, hvilke der er bedst til at estimere træartsdiversitet (Liu et al. 2024b). Svaret var Sentinel-2, men nøjagtigheden var kun ca. 48 % (R²), og den bedste rumlige opløsning var 10 m. Studiet er baseret på 135 vegetationsplots på 100 × 100 m.

Under de lidt mere nordlige himmelstrøg har finske forskere publiceret et studie, der beskriver, hvordan man med disse datakilder kan identificere op til 87 % af de træer, der findes i rødgran- og skovfyr-dominerede skove med indslag af bævreasp, birk og andre løvtræer (Mäyrä et al. 2021). Studiet dækker et område på 87 km², og forskerne har anvendt deep learning kombineret med højoyopløselige hyperspektrale billeder (0,5–1 m) og lidar (10 punkter/m²). Den anvendte lidar-punktsky minder i punktetæthed om den danske (som dog er optaget uden for løvsæsonen), og de bruger den kun til at beregne en overflademodel i 0,5 m opløsning; det vil man formentlig også kunne gøre med den eksisterende lidar-punktsky for Danmark. Sun et al. (2019) bekræfter med en lignende metode nøjagtigheden, der kan opnås med denne tilgang, og det samme gør Modzelewska og kolleger i et 620 km² stort stykke af den polske Białowieża-skov (Modzelewska et al. 2020), men her er det tydeligt, at metoden fungerer bedre for nogle arter af vedplanter end for andre. For de fleste arter er nøjagtigheden et pænt stykke over 60 %, mens den er lavere for andre vedplantearter. I samme skov er der lavet flere nyere studier, der bruger flybåren lidar kombineret med farve-infrarøde billeder. Disse studier viser i lighed med flere tidligere studier, at hvis skoven er ensartet hvad angår træarter,

aldersklasser, højder mm (produktionsskov), er det muligt at identificere de enkelte træarter ret godt, mens det er udfordrende i heterogen naturlig skov (Erfanifard et al. 2025; Erfanifard et al. 2024). De viser også, at det er meget nemmere at identificere almindelige arter som nåletræer (ca. 90 % nøjagtighed) og langt sværere at identificere de sjældne træarter (elm, pil, pære, 20–40 % nøjagtighed). Det betyder, at alfadiversitetsmål (Shannon/Simpson), som i høj grad vægter de almindelige arter, kan estimeres med rimelig sikkerhed, mens artsrigdom og forekomst af de sjældnere arter fortsat undervurderes betydeligt (Erfanifard et al. 2024). Toivonen et al. (2024), Ma et al. (2024), Chaity and van Aardt (2024) og Zhang et al. (2025) kom frem til lignende konklusioner. Også buske kan identificeres med denne kombination af datakilder (lidar + spektral), men kun med nøjagtigheder i størrelsesordenen omkring 30–50 % (Osińska-Skotak et al. 2019).

På længere sigt er det vores vurdering, at lidar er den mest lovende alternative kilde til estimering af vedplantediversitet, men det kræver endnu meget udviklingsarbejde. Lidar udvikler sig løbende, men der er stadig nogle udfordringer, som skal løses, før det bliver et reelt operationelt alternativ, og i dag findes der ikke egnede (multi-wavelength med høj punkttæthed) data for danske skove, så disse vil skulle optages med fx droner eller terrestrisk (håndholdt) lidar. Ligeledes vurderer vi, at metoder, som baserer sig på kombinationen af lidar og spektrale data, er lovende, men for at det bliver tilstrækkeligt operationelt, kræves temmelig meget metodeudvikling og formentlig højopløselige hyperspektrale billeder, som vi p.t. ikke har adgang til for Danmark, og som derfor skal optages med fx droner. Hvad angår estimering af denne indikator på prøvefeltsniveau, er vi skeptiske over for at anvende satellitbaserede multispektrale data. Sentinel-2 har for grov en opløsning til, at metoden vil fungere, og vi har ikke kunnet finde evidens for en sådan tilgang fra skove, der minder om de danske. På den anden side er de omtalte data billige, og metoden kan muligvis bruges på polygonniveau, særligt sammen med nyere metoder – såkaldt super-resolution – der måske kan bruges til at raffinere grove satellitbilleder, så de i en vis grad kan bruges til identifikation af træarter i skove (Choe et al. 2025). Vi vurderer derfor, at det ikke vil være specielt omkostningstungt at afprøve det i Danmark.

5.6.7 Dækning af vedplanter

I kontrolovervågningen måles [dækningen af vedplanter](#), samlet og hhv. for vedplanter under og over 1 m, og i kortlægningen estimeres dækningen af vedplanter på en [femtrins-skala](#) i den afgrænsede polygon. Beregning af "dækning af vedplanter" kan måske foretages ved at beregne tætheden af *first-returns* over 1–2 m fra jordoverfladen fra en lidar-baseret punktsky. Sådan en tæthedsberegning er standard i de fleste softwarepakker til håndtering af punktskyer, fx OPALS og LASTOOLS. Eksempelvis anvendte Zellweger og kolleger denne metode i et studie af biodiversiteten i schweiziske skove (Zellweger et al. 2016), ligesom andre forskere har anvendt denne fremgangsmåde i stor stil (Coops et al. 2016; Ewald et al. 2014; Korhonen et al. 2011; Moeslund et al. 2019; Sankey et al. 2017; Simonson et al. 2013). Udfordringen med denne metode er, at det er vanskeligt at lave en sikker estimering af de lave vedplanter. Metoden anbefales i en gennemgang af alternative lidar-baserede datakilder i den norske naturovervågning (Mienna et al. 2019).

Vi skønner, at lidar er den mest oplagte alternative datakilde til dækning af vedplanter. Det hænger sammen med, at lidar kan give data med en relevant rumlig opløsning, at vi i Danmark har frit tilgængelige og egnede lidar-data,

og at beregningen ikke er specielt kompliceret, omend den kræver en del regnekraft og opsætning. Vi forventer en nøjagtighed på $> 75\%$ ($> 90\%$ for træer), men det er svært at sige præcist, da de feltbaserede metoder, som man typisk vil validere metoden mod, også har en vis unøjagtighed. Vi anbefaler, at metoden testes og tages i brug snarest muligt, idet det er vanskeligt at estimere trædække præcist i felten, og fordi denne metode vil give relativt billige fladedækkende estimater, som er standardiserede og ensartede for hele landet. Det er dog ikke sikkert, at man med metoden kan skelne mellem buske og træer. Som for vegetationshøjde er variationen i vedplantedækningen i et område en vigtig indikator for udbuddet af levesteder for forskellige arter i området, og den viden er meget omkostningstung at indsamle i felten på en standardiseret og reproducerbar måde.

Punktskyer fra droner formodes at give endnu mere nøjagtige estimater (Klouček et al. 2022), men det vil også være væsentligt dyrere, fordi man selv skal optage data, og denne merpris vil sandsynligvis ikke opveje den øgede nøjagtighed, som i forvejen vil være høj. Et studie fra Alaskas tundra viser fx en meget høj nøjagtighed ($> 99\%$) for buskdække og en god adskillelse mellem buske og andet ved brug af en punktsky med 800 punkter/m² optaget fra helikopter (Liu et al. 2024a). Studieområdets habitat er simpelt og har ideelle vilkår for at opnå høj nøjagtighed i denne kontekst. Derfor kan så gode resultater næppe forventes i fx nordeuropæiske habitattyper.

Nogle studier har vist, hvordan man kan bruge spektrale data til at kortlægge vedplantedække i et naturligt landskab. Fx har amerikanske forskere brugt billige droner med ditto kameraer til at estimere procentuelt buskdække på 25–50 m skala i tre klasser (10–30 %, 30–75 % og $> 75\%$) i brednære buskdominerede habitater med rimelig god nøjagtighed (ca. 70 %) (Rose et al. 2023). Pga. den relativt grove opløsning vil en sådan løsning kun kunne give denne information på polygonniveau, ikke på prøvefeltsniveau og variationsestimater vil være noget usikre. Et nyere studie i et savannelandskab viser, at spektrale data ikke er tilstrækkeligt til at estimere vedplantedækning, men at lidar er vigtig for at kunne skelne træer og buske fra især urter. I dét studie når forskerne en nøjagtighed på 71 % for estimering af vedplantedække generelt (også buske) (Pervin et al. 2022).

En anden alternativ datakilde til beregning af dækningen af træer er Global Forest Watch (Hansen et al. 2013; <https://www.globalforestwatch.org/>), der frit stiller data om trædække til rådighed for hele Verden i en opløsning på ca. 30 m. Det er formodentlig for grov en opløsning til, at den er egnet til overvågningen i Danmark, idet den kun kan detektere ret store ændringer i trædækningen over tid og ikke fanger den rumlige variation effektivt, men systemet bliver hele tiden opdateret og findes fx i 5 m opløsning for alle tropiske skove (globalforestwatch.org/blog/data-and-research/planet-high-resolution-imagery/). Det er uvist om, og i givet fald hvornår, data for danske skove bliver tilgængelige i så fin en opløsning. Systemet kan også bruges til løbende at overvåge ændringer i trædække, hvor lidar-metoden kræver en opdateret punktsky. Global Forest Watch dækker ikke buske, som normalt er inkluderet i indikatoren "Dækning af vedplanter".

5.6.8 Veterantræer

I kontrolovervågningen måles antallet af [levende træer med hulheder og råd](#) i 15-m cirklen, og i kortlægningen registreres de på en [firetrins-skala](#) i den afgrænsede polygon. For at estimere forekomsten af veterantræer er man

sandsynligvis nødt til at tilvejebringe data under kronedækket i skoven, for det er kun her, man kan observere, om træerne reelt er veteraniserede med lang vækst, kroget form og mikrohabitater som hulheder, rådne partier og dødt ved. Det betyder, at de mest oplagte alternative datakilder er terrestrisk (dvs. håndholdt) lidar eller billeder optaget med almindelige kameraer ved feltbesøg.

For nylig anvendte Frey og kolleger en kombination af terrestrisk lidar og billeder fra en drone til at forudsige abundans og antal af veterantræer i sydtyske skove (Frey et al. 2020). Deres studie omfattede 135 plots med et areal på 1 ha, og deres definition af veterantræer var meget detaljeret med en stor variation af mikrohabitater som fx barkafskalning og harpiksnedløb som udløsende faktorer. Deres modeller kunne forklare 44 % og 38 % af variationen i hhv. abundans og antal veterantræer, så de er næppe gode nok til, at man vil kunne bruge dem operationelt i overvågningen i dag.

I et nyere studie har svenske forskere brugt flybåren lidar til bl.a. at identificere veterantræer i tre forskellige svenske skove domineret af nåletræer (Huo et al. 2023). Deres resultater – en error rate på 83 % (dvs. forkert estimat i over 8 ud af 10 tilfælde) – viste, at det var overordentligt svært. Forskerne peger på, at mikrohabitater som fx hulheder og råd, der definerer veterantræer, simpelthen ikke kan ses oppefra, og at en højere punkttæthed derfor næppe i sig selv løser problemet. Huo og kollegers resultater bekræftes af et studie fra Italien, hvor man har forsøgt at bruge flybåren lidar til at forudsige artsrigdom og Shannon-diversitet for både træmikrohabitater og for biller og fugle, der er afhængige af disse, men korrelationerne var meget begrænsede (R^2 typisk 0,06–0,30, Parisi et al. (2024)). De fremtidige perspektiver er muligvis mere lovende, efterhånden som punktsky- og billedanalysemetoderne forfines.

Vi skønner, at Frey og kollegers metode måske kunne fungere bedre med et fokus på de lidt større karakteristika på overfladen af gamle træer såsom forholdsvis store huller og arealer med råd som i NOVANA-overvågningen. Disse strukturer er formentlig nemmere at registrere end de mikrohabitater, der indgik i definitionen i Frey et al. (2020). En anden og billigere mulighed kunne måske være 360-graders kameraer kombineret med billedgenkendelse; DCE arbejder aktuelt med denne datakilde til at validere lysforhold i skov, og det er muligt, at de samme optagelser vil kunne anvendes til at registrere veterantræer.

Fælles for disse muligheder (terrestrisk lidar og 360 graders kameraer) er, at data skal indsamles under kronedækket og dermed på stedet. De vil derfor ikke i sig selv give en fladedækkende kortlægning, og de løser ikke det grundlæggende problem, at veterantræer har en meget klumpet fordeling i skovene, hvilket gør stikprøvetagning i relativt små prøvefelter (15 m cirkler) mindre velegnet til at vurdere skovnaturtypernes bevaringsstatus. Gevinsten skal i stedet findes i tiden: hvis registreringen kan gøres hurtigere og mere ensartet pr. prøvefelt, vil man for de samme ressourcer kunne dække flere prøvefelter og dermed håndtere den klumpede fordeling bedre. Frey og kolleger fremhæver netop en væsentlig tidsbesparelse, men for øvede feltfolk tager registreringen ikke ret lang tid, og derfor anbefaler vi et pilotprojekt, der kan afdekke netop dét aspekt.

5.6.9 Store træer

I NOVANA bruges store træer som en indikator for gamle træer, der fungerer som levested for en lang række arter. I kontrolovervågningen registreres [træer over 40 cm](#) i diameter (DBH) i 15-m cirklen, og dét omsættes efterfølgende til et

antal gamle træer baseret på naturtypeafhængige og artsspecifikke størrelsesgrænser. I kortlægningen registreres [antallet af store træer](#) (arts- og naturtypeafhængigt) direkte på en firetrins-skala i den afgrænsede polygon. Det er svært at angive, hvor mange gamle træer, der findes på et areal, fordi størrelsen af et gammelt træ afhænger af træart og vækstvilkår. Således bliver stammerne af gamle egetræer væsentligt tykkere end stammerne af fx birk og pil. Alternative metoder til opgørelse af udbredelsen af gamle træer skal således ikke bare kunne estimere størrelsen på træerne, men også træarten.

Forskere fra Finland har undersøgt, hvor godt man kan estimere både træarter og DBH fra en dronebåren hyperspektral sensor kombineret med en punktsky, som de afledte fra et helt almindeligt kamera monteret på samme drone (Saarinen et al. 2018). Forskerne angiver ikke en decideret nøjagtighed for deres metode. Det gør det vanskeligt at vurdere, hvor god deres metode er, men især deres estimer af DBH virker lovende, og de kan også til en vis grad identificere de almindelige arter i skoven.

I et andet studie (se også afsnit 5.7.3) viser forfatterne, at DBH kan estimeres med ca. 80 % nøjagtighed i nærnaturlig- og plantageskov i England ved brug af lidar (Sumnall et al. 2022). I et nyere studie fra et italiensk skovområde har forskerne monteret en laserscanner på en firbenet robot, som ved at gå gennem skoven automatisk tæller træerne (100 % nøjagtighed) og måler deres DBH med en afvigelse på kun ca. 10 % (de Simone et al. 2024), som formentlig er indenfor den menneskelige usikkerhed i feltbaserede metoder. Samtidig kan robotten måle DBH af træerne 6 gange hurtigere end mennesker (de Simone et al. 2024). Robotstudiet er en demonstration af en prototype, men det viser, at metoder, der kan måle DBH og tælle træer i skove og formentlig også måle en række andre ting som hulheder, råd, mosbegroning mm. formentlig er på vej. Fordi der endnu kun findes ganske lidt evidens for metodens operationalitet, og fordi det er vanskeligt at estimere omkostningerne ved en sådan løsning, er vores vurdering, at landbaserede robotter til selv simpel naturovervågning endnu er et stykke ude i fremtiden.

En anden måde at få et estimat på antallet af store træer, er at kigge på arealet af træernes projicerede krone vha. dronebåren lidar, men det er der kun få studier, der har undersøgt og resultaterne herfra er ikke konsistente på tværs af skovtyper (Meghraoui et al. 2023).

Alt i alt er det vores vurdering, at på kort sigt er der ikke andre reelle muligheder for registrering af store træer end feltinventering, men måske på mellem-lang og ganske givet på lang sigt vil det formentlig være en mulighed. Vi anbefaler, at man allerede nu udfører et pilotprojekt for at afdække mulighederne nærmere. Ikke mindst fordi dødt ved har en meget klumpet fordeling i skovene, hvilket gør stikprøvetagning i små prøvefelter mindre velegnet (se uddybning i 5.6.8 "Veterantræer").

5.6.10 Dødt ved

I kontrolovervågningen måles antallet af liggende og stående [døde stammer](#) og grene over en vis størrelse i 15-m cirklen (hvilket kan være meget tidskrævende), med angivelse af vedets nedbrydningsgrad (mange arter er knyttet til nedbrudt ved og ikke friskt dødt ved). I kortlægningen registreres [antal vedstykker](#) over et mindstemål på en firetrins-skala i den afgrænsede polygon. Et mindre antal studier har forsøgt at bruge lidar til at estimere mængden af dødt ved (Toivonen et al. 2023). Fx lykkedes det for Amiri et al. (2019) at identificere

døde træer i nationalpark Bayerischer Wald i Tyskland, som minder om dansk skov. I studiet anvendtes flybåren lidar med tre forskellige bølgelængder (multi-wavelength lidar) og høj punkttæthed (200 punkter/m²), og forskerne opnåede en nøjagtighed på omkring 73 %.

I et ældre studie fra Finland brugte man flybåren lidar med en punkttæthed på ca. 4 punkter/m² – noget grovere end den danske nationale punktsky – til at estimere volumen af både stående og liggende dødt ved i 33 næringsfattige til næringsrige skovplots (Pesonen et al. 2008). Liggende dødt ved var væsentligt nemmere at estimere end stående dødt ved, med en nøjagtighed på hhv. ca. 61 % og 48 % (R²). Et nyere studie bekræfter denne tendens; her anvendte svenske forskere flybåren lidar og deep learning til samme opgave, men i svenske skove (Huo et al. 2023). Andre studier giver sammenlignelige eller lidt bedre resultater, hhv. 60 og 64 % nøjagtighed (Sumnall et al. 2022) og ca. 78 % i boreale nåleskove i Finland for liggende døde træer over 30 cm i diameter (Heinaro et al. 2021). Sidstnævnte er ret interessant, fordi de opnår så god nøjagtighed, som de gør, og de gør det med en punkttæthed på 15 punkter/m², som ikke er langt fra den danske nationale punktsky (8 punkter/m²). De noterer samtidig, at det er mere vanskeligt for mindre døde træer (10 cm i diameter). Det er mindre vigtigt i denne sammenhæng, fordi det er de store døde træer, der er økologisk vigtige, men det er værd at bemærke, at den danske grænse for coarse woody debris i kontrolovervågningen (20 cm i diameter) ligger under de 30 cm, som Heinaro et al. (2021) rapporterer nøjagtighed for, mens Pesonen et al. (2008) medtog væsentligt tyndere stammer. Nøjagtighederne er derfor ikke direkte sammenlignelige med danske forhold. Endelig viser Heinaro et al. (2021), at tæt underskov og bundvegetation gør opgaven væsentligt sværere og giver mange falske positive resultater, særligt i unge, tæt bevoksede produktionsskove.

Et australsk studie viser, hvordan man med gentagne flybårne lidar optagelser over et tidsrum, kan se på forskelle i punktskyerne og derved identificere døde træer, men de angiver ikke en nøjagtighed (Battison et al. 2024). Samlet set vurderer vi, at man på baggrund af nuværende evidens ikke kan forvente en god nok nøjagtighed til, at lidar data alene kan anvendes operationelt i habitattypeovervågningen på kort sigt. Med tættere punktskyer forventes det, at et bedre resultat kan opnås (Heinaro et al. 2021).

I et par nylige studier har forskere forsøgt at estimere hhv. mængden af dødt ved i finske skove og stående døde træer i norske produktionsskove med en kombination af lidar og multi- eller hyperspektrale data (Jutras-Perreault et al. 2023; Saarinen et al. 2018). Det finske studie er gennemgået i 5.6.9 ("Store træer"), og som nævnt er det uklart i artiklen, hvor godt metoden faktisk fungerer. Det norske studie bekræfter resultaterne fra de ovenstående studier, og viser at selvom man kombinerer lidar med spektrale data, er det fortsat svært at identificere stående dødt ved i skov: De identificerede arealer med stående dødt ved overlappede kun med mellem 18 og 42 % af de feltkortlagte arealer med stående dødt ved (Jutras-Perreault et al. 2023). Et enkelt studie viser, hvordan man kan aflede visse karakteristika for stående døde træer med svingende succes (Stitt et al. 2022).

Da denne indikator kan være tidskrævende og påhæftet usikkerheder ved vurdering i felten, skønner vi, at det på den lange bane kan betale sig at teste, hvor godt metoderne fungerer med luftbåren eller dronebåren lidar i Danmark. Det underbygges af, at dødt ved har en meget klumpet fordeling i skovene, hvilket gør stikprøvetagning i små prøvefelter mindre velegnet (se

uddybning i 5.6.8 "Veterantræer"). Selvom metoderne måske er lovende på længere sigt, er det vores vurdering, at der på kortere sigt ikke findes alternative metoder til estimering af dødt ved, der er gode nok til at kunne fungere i operationel overvågning.

Alternativ indikator: Dødt ved uden nedbrydningsgrad (afsnit 5.6.11)

5.6.11 Dødt ved uden nedbrydningsgrad

Hvis man kan nøjes med en samlet kvantificering af både stående og liggende dødt ved uden at kende nedbrydningsgraderne af veddet (som i kortlægningen), er opgaven væsentligt nemmere end beskrevet i 5.6.10 "Dødt ved". Man kan bruge samme metoder som beskrevet i det afsnit, og udvikle en indikator, der muligvis kan give et godt estimat af den samlede mængde af dødt ved i et skovplot. Vores vurdering er, at det er meningsfuldt at arbejde videre med en sådan indikator, men det er ikke sikkert, det kommer til at virke tilfredsstillende. Omvendt er det tidskrævende at måle dødt ved op i felten, så der vil være en gevinst, hvis det lykkes.

Alternativ til "Dødt ved" (afsnit 5.6.10).

5.7 Direkte måling af bevaringsstatus

5.7.1 Bevaringsstatus for heder – struktur og arter

I et studie fra 2018 har tyske forskere brugt Sentinel-1 (satellitbåren radar) og Sentinel-2 (satellitbåren multispektral sensor) til at estimere vegetationsstruktur på heder, og i hvor høj grad hedelyng sameksisterer med andre arter (Schmidt et al. 2018). Dette kombinerede de med dækningsgraden af hedelyng (se 5.1.8 "Dværgbuskdækning") for at udvikle estimater af bevaringsstatus for heder. De opnåede en nøjagtighed på 73–76 %, så der er plads til forbedring, men omvendt er det vigtigt at være opmærksom på, at denne opgave også er svær for mennesker, som heller ikke altid rammer helt rigtigt.

I et lignende studie har man forsøgt at gøre det samme med en luftbåren hyperspektral sensor, men opnåede ikke helt den samme nøjagtighed (65 %, Schmidt et al. 2017), så noget tyder på, at radar-data er vigtige at få i spil for at fange vegetationsstrukturen rigtigt. I andre studier forsøger forskere – med hyperspektrale satellitbilleder – at estimere fx dækningsgraden af blåtop, fordeling af hedelyng på aldersklasser og dækningsgraden af hedetypiske mosser, som er vigtige indikatorer for hedernes bevaringsstatus (Delalieux et al. 2012; Mùcher et al. 2013; Spanhove et al. 2012). Man kunne kombinere disse tilgange og derved måske skabe en samlet indikator for hedernes bevaringsstatus. For de sidstnævnte studiers vedkommende synes metoden endnu temmelig ufærdig, og den rammer ofte forkert, men artiklerne viser, at indikatorer på en lidt grovere skala – som fx dækningsgraden af mosser – i nogle tilfælde godt kan estimeres rimelig præcist på baggrund af fintopløselige hyperspektrale billeder (Spanhove et al. 2012). På grund af et stort udestående udviklingsarbejde og ret stor usikkerhed omkring, hvor operationelle disse metoder vil være, er det vores vurdering, at det ikke giver mening at arbejde videre med denne indikator for nuværende.

Alternativ til: Dværgbuskdækning (afsnit 5.1.8)

5.7.2 Bevaringsstatus græsland – struktur og arter

I 2015 forsøgte ungarske og østrigske forskere med flybåren lidar at estimere bevaringsstatus for ungarske saltstepper, som er en slags indenlandsk saltpåvirket græsland med meget lav, spredt vegetation (Zlinszky et al. 2015). I Ungarn har man en metode, der minder om den danske, til at estimere bevaringsstatus; man indsamler data for en række parametre, der fortæller noget om vegetationens struktur og arternes sammensætning, og disse anvendes herefter til at vurdere bevaringsstatus for et givet naturområde. Disse parametre kan fx være naturlighed (skala fra 1 til 5), vertikal vegetationsstruktur, førneakkumulering, erosion, forstyrrelser, artspulje (minder om det danske arts-scoresystem) mv. Ved udelukkende at bruge flybåren lidar kunne forskerne estimere en lang række af disse parametre og kunne ved sammenlægning af disse estimater vurdere bevaringsstatus for saltstepperne med en nøjagtighed på omkring 80 %. Nogle parametre kunne estimeres bedre end andre. Det var særligt svært at estimere førneakkumulering og spor fra køretøjer. Studiet er forholdsvis lille og har kun været udført i én habitattype. En klar fordel ved metoden er, at man kan bruge den til at estimere bevaringsstatus over hele polygonfladen, der dækker naturområdet i meget fin opløsning (< 1 m), så den har bestemt potentiale. I et andet studie udført i et tysk militærområde med flere forskellige græslandstyper har forskere forsøgt at estimere både habitatafgrænsning og bevaringsstatus (Neumann et al. 2015). Deres studie var baseret på fintopløselige hyperspektrale billeder, og de var i stand til at estimere bevaringsstatus i indlandsklitter (2330), tørt græsland (6120) og tør hede (4030) med en nøjagtighed fra 45 til 80 %.

Vi vurderer, at en indikator, der opbygges som beskrevet ovenfor, er for usikker at gå videre med i den nærmeste fremtid, bl.a. fordi nøjagtigheden ikke er konsistent god, fordi det er utydeligt, hvordan indikatoren kan omsættes til praktisk forvaltning, og fordi den kun perifert adresserer artsindholdet på et givet sted. Herudover vil metoden være forbundet med et stort udviklingsarbejde, før den kan være klar til at indgå i det danske overvågningsprogram.

Alternativ til: Ingen, ny indikator

5.7.3 Bevaringsstatus – skov

Et nyt studie fra Spanien har undersøgt, hvor godt man kan bruge single-photon lidar kombineret med satellitbaserede spektrale data (NDVI fra Sentinel-2) til direkte at måle bevaringsstatus for tre Annex-1 skov-habitatnaturtyper; *ege-blandskov* (9160), *galicisk-portugisisk egeskov* (9230), og *portugisisk egeskov* (9240) (García-Galar et al. 2023). I studiets modeller forbedrede satellitdata stort set ikke resultaterne, så lidar var afgørende for at kunne skelne mellem bevaringsstatus-klasserne CS1, CS2 og CS3 (unfavourable-bad, unfavourable-inadequate og favourable). Studiet rapporterer 100-fold krydsvalideringsnøjagtigheder på henholdsvis ca. 83 %, 76 % og 88 % for de tre habitatnaturtyper i ovennævnte rækkefølge. Der er dog betydelig variation i resultaterne, og i flere tilfælde har modellen nøjagtigheder på ca. 65 % eller derunder.

I et andet studie i både naturnær og plantageskov, har engelske forskere brugt full-waveform lidar til at estimere 27 tilstandsparametre (med stort overlap med de danske), der tilsammen bruges til at opgøre bevaringsstatus (Sumnall et al. 2022). De kigger fx på dødt ved, træhøjde, træartsdiversitet og diameter ved brysthøjde (DBH). En del af parametrene – fx træhøjde og DBH – kunne estimeres med rimelig god nøjagtighed (ca. 80 %), mens andre – fx nedbrydningsgrad af dødt ved, volumen af dødt ved og træartsdiversitet – var

væsentligt sværere (nøjagtighed typisk omkring 60 %). De fleste af modellerne til at forudsige gunstig/ugunstig tilstand havde en AUC-værdi over 0,8, hvilket svarer til god diskriminationsevne, men i studiet rapporteres der ikke en samlet nøjagtighed for bevaringsstatus. Full-waveform lidar er komplekst at arbejde med; det kræver stor teknisk indsigt, der er ringe softwareunderstøttelse og ingen standardfilformater. På den anden side giver det nogle muligheder for mere komplekse strukturparametre, men dem bruger de ikke her. De beregner ret simple parametre – som man formentlig også kunne med konventionel lidar, så derfor er vores vurdering, at man kunne opnå lignende nøjagtigheder med en mere traditionel lidar-tilgang. Scheeres et al. (2023) viste resultater, der understøtter ovenstående to studier: Selv med dronebåren lidar med meget høj punkttæthed, var det svært at skelne forskellige genopretningsstadier i Brasiliansk atlantisk skov, men de kunne effektivt skelne produktionsskov fra naturlig skov. Ingen af de tre ovenstående studier har valideret de præsenterede modeller på et uafhængigt datasæt.

Vi vurderer, at selvom lidar har stort potentiale, navnlig til at estimere tilstandsparametre i skov, er de præsenterede metoder i deres helhed ikke så relevante at gå videre med i nærmeste fremtid. Vores vurdering er, at de er for usikre, kræver meget udviklingsarbejde, og de adresserer ikke artsindholdet på et givet sted. Dele af metoderne kan imidlertid formentlig godt videreudvikles, så de direkte reflekterer den strukturelle variation i skov, som er en vigtig del af vurderingen af bevaringsstatus.

Alternativ til: Ingen, ny

6 Datakilder med potentiale til indirekte måling af tilstand og indsatsbehov

I det følgende gennemgås nye indikatorer til indirekte måling af naturtilstand og indsatsbehov i NOVANA-naturtypeovervågningsprogrammet. Disse opsummeres i Tabel 3, [som findes i elektronisk bilag 1](#) (tabeltekst findes i særskilt faneblad i bilaget).

6.1.1 Skovstruktur

Flere studier har vist, at radar backscatter er følsomt over for jord- og løvfugtighed samt vegetationsstruktur (Bae et al. 2019; Bergen et al. 2009; Betbeder et al. 2017). I et nyligt studie i fem skovregioner i tyske nationalparker viste Bae og kolleger, at radar-data fra Sentinel-1-missionen er lige så gode til at indikere skovstruktur som fintopløselige lidar-data (Bae et al. 2019). Studiet viser, at det er muligt at lave en indikator, som sammenfatter graden af lyspenetrering, højden af kronedækket, arealet med små åbninger i kronedækket og variationen i vegetationshøjden, og at denne indikator kan måles med Sentinel-1- eller flybåren lidar-data. Metoden fungerer formodentlig ikke på prøvefeltsniveau (15-m cirkel), fordi Sentinel-1-data har en lidt for grov opløsning til dette formål, men vi forventer den kan anvendes på polygonniveau. Der er ikke foretaget målinger, som viser præcist, hvordan denne indikator repræsenterer de fire nævnte strukturfaktorer, så sådan en udredning vil skulle indgå i et eventuelt udviklingsarbejde, ligesom metoden også skal afprøves og testes på danske forhold. Der forestår således et væsentligt udviklingsarbejde, men metoden vil måske kunne erstatte nogle af de mere simple strukturrelaterede feltmålinger i skovovervågningen. Den kan dog næppe erstatte målinger af fx dødt ved.

Andre studier anvender lidar-baserede eller billedafledte punktskyer optaget fra fly eller droner til at estimere graden af naturlig skovstruktur (Bater et al. 2009; de Assis Barros and Elkin 2021; Giannetti et al. 2020; Toivonen et al. 2023; Wing et al. 2015). For eksempel har canadiske forskere udviklet et gammelskovsindex, som baserer sig på 12 forskellige parametre, bl.a. mængden af dødt ved, store træer, veteranisering m.m. (de Assis Barros and Elkin 2021). I studiet anvender de flybåren lidar til at estimere dette indeks for et skovområde på ca. 8000 ha og opnår en nøjagtighed på 50–70 %. Sådan et indeks peger ikke direkte på, hvordan man eventuelt skal ændre forvaltningen af en skov, fordi der som nævnt indgår flere forskellige parametre, men stort set alle de parametre, der indgår, vil fremmes af at lade skoven være urørt, så derfor kan det måske godt være relevant at anvende sådanne indekser i overvågningen fremover. Resultaterne i det nævnte studie er i 20 m opløsning, og det er sandsynligvis for groft til at kunne fungere på prøvefeltsniveau (15-m cirkel), men kan være relevant på polygonniveau. Enkelte studier har anvendt terrestrisk lidar til at estimere skovparametre. Eksempelvis har Li et al. (2021a) brugt denne datakilde til at estimere underskovsbiomasse i meget fin opløsning og med en nøjagtighed, der også ligger på 50–70 %. Vores vurdering er, at den nøjagtighed, der indtil videre er vist i studierne, ikke er helt god nok til NOVANA-overvågningen.

Selvom førstnævnte studie (de Assis Barros and Elkin 2021) kun er udført i 20 m opløsning og metoden derfor ikke umiddelbart kan implementeres i overvågning på prøvefeltsniveau, vurderer vi, at man med de eksisterende danske lidar data formentlig godt med en lignende metode kan lave datalag i finere

opløsning, som kan være anvendelig i overvågningen. En sådan udvikling vil være ret omfattende, fordi der indgår mange parametre og en del udvikling for at øge nøjagtigheden. Ligeledes vurderer vi, at terrestrisk lidar kan være anvendelig til estimering af skovstrukturparametre. Det vil give data i en langt bedre opløsning, og fordi data rummer så mange informationer, er det også vores vurdering, at nøjagtigheden kan øges væsentligt fra det ovenfor nævnte. Omvendt vil terrestrisk lidar betyde, at man skal have folk ud i felten med en scanner, og det vil derfor være væsentligt dyrere og kræve et omfattende udviklingsarbejde, og der vil være større vedligeholdelsesudgifter, hvis man vælger at anvende denne datakilde i overvågningen.

6.1.2 Landbrugspåvirkninger

Tidligere studier har vist, hvordan man med eDNA kan måle ændringer i fx eukaryotsamfund som følge af påvirkninger med kobber (Yang et al. 2018). Det er derfor nærliggende at overveje, om man kunne lave eDNA-baserede metoder, der fx kan påvise påvirkninger fra landbruget – og fra andre kilder til fremmedstoffer – i form af fx nærings- og pesticidbelastning (Wang et al. 2019). Sådanne metoder er endnu ikke testede, og der er os bekendt ingen videnskabelig evidens herfor. Der vil således være et meget stort udviklingsarbejde, før man eventuelt står med en færdig indikator.

7 Referencer

- Al-Masrahy, M.A., & Mountney, N.P. (2013). Remote sensing of spatial variability in aeolian dune and interdune morphology in the Rub' Al-Khali, Saudi Arabia. *Aeolian Research*, 11, 155–170
- Alexander, C., Moeslund, J.E., Bøcher, P.K., Arge, L., & Svenning, J.-C. (2013). Airborne laser scanner (LiDAR) proxies for understory light conditions. *Remote Sensing of Environment*, 134, 152–161
- Amiri, N., Krzystek, P., Heurich, M., & Skidmore, A. (2019). Classification of Tree Species as Well as Standing Dead Trees Using Triple Wavelength ALS in a Temperate Forest. *Remote Sensing*, 11, 2614
- Andersen, K., Bird, K.L., Rasmussen, M., Haile, J., Breuning-Madsen, H., Kjær, K.H., Orlando, L., Gilbert, M.T.P., & Willerslev, E. (2012). Meta-barcoding of 'dirt' DNA from soil reflects vertebrate biodiversity. *Molecular Ecology*, 21, 1966–1979
- Andersen, L.W., & Therkildsen, O.R. (2020). Overvågning af Bilag II- og IV-arter baseret på eDNA - muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367. <http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>
- Ariza, M., Fouks, B., Mauvisseau, Q., Halvorsen, R., Alsos, I.G., & de Boer, H.J. (2023). Plant biodiversity assessment through soil eDNA reflects temporal and local diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, 415–430
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Anderson, C.B., Martin, R.E., & Vaughn, N. (2016). Large-scale climatic and geophysical controls on the leaf economics spectrum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, E4043–E4051
- Asner, G.P., & Martin, R.E. (2009). Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 269–276
- Aucone, E., Kirchgeorg, S., Valentini, A., Pellissier, L., Deiner, K., & Mintchev, S. (2023). Drone-assisted collection of environmental DNA from tree branches for biodiversity monitoring. *Science Robotics*, 8, eadd5762
- Axelsson, A., Lindberg, E., & Olsson, H. (2018). Exploring Multispectral ALS Data for Tree Species Classification. *Remote Sensing*, 10, 183
- Axelsson, C., Skidmore, A.K., Schlerf, M., Fauzi, A., & Verhoef, W. (2013). Hyperspectral analysis of mangrove foliar chemistry using PLSR and support vector regression. *International Journal of Remote Sensing*, 34, 1724–1743
- Bae, S., Levick, S.R., Heidrich, L., Magdon, P., Leutner, B.F., Wöllauer, S., Serebryanyk, A., Nauss, T., Krzystek, P., Gossner, M.M., Schall, P., Heibl, C., Bässler, C., Doerfler, I., Schulze, E.-D., Krah, F.-S., Culmsee, H., Jung, K., Heurich, M., Fischer, M., Seibold, S., Thorn, S., Gerlach, T., Hothorn, T., Weisser, W.W., & Müller, J. (2019). Radar vision in the mapping of forest biodiversity from space. *Nature Communications*, 10, 4757

- Bagaram, M.B., Giuliarelli, D., Chirici, G., Giannetti, F., & Barbati, A. (2018). UAV Remote Sensing for Biodiversity Monitoring: Are Forest Canopy Gaps Good Covariates? *Remote Sensing*, 10, 1397
- Bailly, J.S., Lagacherie, P., Millier, C., Puech, C., & Kosuth, P. (2008). Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR: application to artificial drainage networks. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 3489–3508
- Banchi, E., Ametrano, C.G., Tordoni, E., Stanković, D., Ongaro, S., Tretiach, M., Pallavicini, A., Muggia, L., Verardo, P., Tassan, F., Trobiani, N., Moretti, O., Borney, M.F., & Lazzarin, S. (2020). Environmental DNA assessment of airborne plant and fungal seasonal diversity. *Science of The Total Environment*, 738, 140249
- Banerjee, P., Stewart, K.A., Dey, G., Antognazza, C.M., Sharma, R.K., Maity, J.P., Saha, S., Doi, H., de Vere, N., Chan, M.W.Y., Lin, P.-Y., Chao, H.-C., & Chen, C.-Y. (2022). Environmental DNA analysis as an emerging non-destructive method for plant biodiversity monitoring: a review. *AoB PLANTS*, 14, plac031
- Bao, Y., Lin, L., Wu, S., Deng, K.A.K., & Petropoulos, G.P. (2018). Surface soil moisture retrievals over partially vegetated areas from the synergy of Sentinel-1 and Landsat 8 data using a modified water-cloud model. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 72, 76–85
- Bater, C.W., Coops, N.C., Gergel, S.E., LeMay, V., & Collins, D. (2009). Estimation of standing dead tree class distributions in northwest coastal forests using lidar remote sensing. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 1080–1091
- Battison, R., Prober, S.M., Zdunic, K., Jackson, T.D., Fischer, F.J., & Jucker, T. (2024). Tracking tree demography and forest dynamics at scale using remote sensing. *New Phytologist*, 244, 2251–2266
- Baughman, C.A., Jones, B.M., Bodony, K.L., Mann, D.H., Larsen, C.F., Himelstoss, E., & Smith, J. (2018). Remotely Sensing the Morphometrics and Dynamics of a Cold Region Dune Field Using Historical Aerial Photography and Airborne LiDAR Data. *Remote Sensing*, 10, 792
- Bell, K.L., Campos, M., Hoffmann, B.D., Encinas-Viso, F., Hunter, G.C., & Webber, B.L. (2024). Environmental DNA methods for biosecurity and invasion biology in terrestrial ecosystems: Progress, pitfalls, and prospects. *Science of The Total Environment*, 926, 171810
- Bell, K., & Malerba, M.E. (2025). Biodiversity monitoring for biocredits: a case study comparing acoustic, eDNA, and traditional methods. *Biodiversity and Conservation*, 34, 2513–2528
- Beng, K.C., & Corlett, R.T. (2020). Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation*, 29, 2089–2121
- Bergen, K.M., Goetz, S.J., Dubayah, R.O., Henebry, G.M., Hunsaker, C.T., Imhoff, M.L., Nelson, R.F., Parker, G.G., & Radeloff, V.C. (2009). Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114, G00E06

- Betbeder, J., Laslier, M., Hubert-Moy, L., Burel, F., & Baudry, J. (2017). Synthetic Aperture Radar (SAR) images improve habitat suitability models. *Landscape Ecology*, 32, 1867–1879
- Betbeder, J., Rapinel, S., Corgne, S., Pottier, E., & Hubert-Moy, L. (2015). TerraSAR-X dual-pol time-series for mapping of wetland vegetation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 107, 90–98
- Bhattacharjee, J., Marttila, H., Haghighi, A.T., Saarimaa, M., Tolvanen, A., Lepistö, A., Futter, M.N., & Kløve, B. (2021). Development of Aerial Photos and LIDAR Data Approaches to Map Spatial and Temporal Evolution of Ditch Networks in Peat-Dominated Catchments. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 147, 04021006
- Bioresita, F., Puissant, A., Stumpf, A., & Malet, J.-P. (2019). Fusion of Sentinel-1 and Sentinel-2 image time series for permanent and temporary surface water mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 40, 9026–9049
- Bourgouin, M., Valeria, O., & Fenton, N.J. (2022). Predictive mapping of bryophyte diversity associated with mature forests using LiDAR-derived indices in a strongly managed landscape. *Ecological Indicators*, 136, 108585
- Bouvier, M., Durrieu, S., Gosselin, F., & Herpigny, B. (2017). Use of airborne lidar data to improve plant species richness and diversity monitoring in lowland and mountain forests. *PLOS ONE*, 12, e0184524
- Bowley, C., Andes, A., Ellis-Felege, S., & Desell, T. (2016). Detecting wildlife in uncontrolled outdoor video using convolutional neural networks. In, *2016 IEEE 12th International Conference on e-Science (e-Science)* (pp. 251–259)
- Brandtberg, T. (2007). Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne lidar. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 61, 325–340
- Broadbent, E.N., Zambrano, A.M.A., Asner, G.P., Field, C.B., Rosenheim, B.E., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D.E., Burke, D., Giardina, C., & Cordell, S. (2014). Linking rainforest ecophysiology and microclimate through fusion of airborne LiDAR and hyperspectral imagery. *Ecosphere*, 5, article 57
- Brunbjerg, A.K., Bruun, H.H., Dalby, L., Fløjgaard, C., Frøslev, T.G., Høye, T.T., Goldberg, I., Læssøe, T., Hansen, M.D.D., Brøndum, L., Skipper, L., Fog, K., & Ejrnæs, R. (2018). Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 2372–2382
- Busarello, M.d.S.T., Ågren, A.M., Westphal, F., & Lidberg, W. (2025). Automatic detection of ditches and natural streams from digital elevation models using deep learning. *Computers & Geosciences*, 196, 105875
- Calleja, F., Ondiviela, B., Galván, C., Recio, M., & Juanes, J.A. (2019). Mapping estuarine vegetation using satellite imagery: The case of the invasive species *Baccharis halimifolia* at a Natura 2000 site. *Continental Shelf Research*, 174, 35–47
- Campbell, A., & Wang, Y. (2019). High Spatial Resolution Remote Sensing for Salt Marsh Mapping and Change Analysis at Fire Island National Seashore. *Remote Sensing*, 11, 1107

- Casanovas, P., Black, M., Fretwell, P., & Convey, P. (2015). Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. *Polar Research*, 34, 25633
- Cavender-Bares, J., Schneider, F.D., Santos, M.J., Armstrong, A., Carnaval, A., Dahlin, K.M., Fatoyinbo, L., Hurtt, G.C., Schimel, D., Townsend, P.A., Ustin, S.L., Wang, Z., & Wilson, A.M. (2022). Integrating remote sensing with ecology and evolution to advance biodiversity conservation. *Nature Ecology & Evolution*, 6, 506–519
- Cerrejón, C., Valeria, O., Muñoz, J., & Fenton, N.J. (2022). Small but visible: Predicting rare bryophyte distribution and richness patterns using remote sensing-based ensembles of small models. *PLOS ONE*, 17, e0260543
- Çevik, T., & Çevik, N. (2025). Environmental DNA (eDNA): A review of ecosystem biodiversity detection and applications. *Biodiversity and Conservation*, 34, 2999–3035
- Chaity, M.D., & van Aardt, J. (2024). Exploring the Limits of Species Identification via a Convolutional Neural Network in a Complex Forest Scene through Simulated Imaging Spectroscopy. *Remote Sensing*, 16, 498
- Chang, C., Wang, J., Yang, J., Liu, N., Zhao, Y., Wang, Z., Xin, X., & Zhang, Y. (2025). Remote sensing monitoring of grassland utilization rate based on Landsat and Sentinel-2 satellites – Taking grazing platforms of different grassland types as examples. *Chinese Science Bulletin*, 70, 1486–1503
- Charron, G., Robichaud-Courteau, T., Vigne, H.L., Weintraub, S., Hill, A., Justice, D., Bélanger, N., & Desbiens, A.L. (2020). The DeLeaves: a UAV device for efficient tree canopy sampling. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 8, 245–264
- Choe, T., Jeon, S., Kim, B., & Park, S. (2025). From Coarse to Crisp: Enhancing Tree Species Maps with Deep Learning and Satellite Imagery. *Remote Sensing*, 17, 2222
- Coops, N.C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G.J.M., Nielsen, S.E., Bater, C.W., & Stadt, J.J. (2016). A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 67, 346–357
- Cordier, T., Forster, D., Dufresne, Y., Martins, C.I.M., Stoeck, T., & Pawlowski, J. (2018). Supervised machine learning outperforms taxonomy-based environmental DNA metabarcoding applied to biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 18, 1381–1391
- Correia, D.L.P., Bouachir, W., Gervais, D., Pureswaran, D., Kneeshaw, D.D., & De Grandpré, L. (2020). Leveraging Artificial Intelligence for Large-Scale Plant Phenology Studies From Noisy Time-Lapse Images. *IEEE Access*, 8, 13151–13160
- Coverdale, T.C., Boucher, P.B., Singh, J., & Davies, A.B. (2025). Quantifying aboveground herbaceous biomass in grassy ecosystems: a comparison of field and high-resolution UAV-LiDAR approaches. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 12, 38–57

- Creer, S., Deiner, K., Frey, S., Porazinska, D., Taberlet, P., Thomas, W.K., Potter, C., & Bik, H.M. (2016). The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1008–1018
- Czapiewski, S., Giętkowski, T., & Szumińska, D. (2025). A comprehensive approach to monitoring peatland changes using multi-temporal airborne LiDAR data. *Ecological Indicators*, 178, 113863
- de Assis Barros, L., & Elkin, C. (2021). An index for tracking old-growth value in disturbance-prone forest landscapes. *Ecological Indicators*, 121, 107175
- de Simone, L., Fanfarillo, E., Maccherini, S., Fiaschi, T., Alfonso, G., Angelini, F., Garabini, M., & Angiolini, C. (2024). One small step for a robot, one giant leap for habitat monitoring: A structural survey of EU forest habitats with Robotically-mounted Mobile Laser Scanning (RMLS). *Ecological Indicators*, 160, 111882
- de Vries, J.P.R., Koma, Z., WallisDeVries, M.F., & Kissling, W.D. (2021). Identifying fine-scale habitat preferences of threatened butterflies using airborne laser scanning. *Diversity and Distributions*, 27, 1251–1264
- De Vroey, M., Radoux, J., & Defourny, P. (2021). Grassland Mowing Detection Using Sentinel-1 Time Series: Potential and Limitations. *Remote Sensing*, 13, 348
- Deiner, K., Bik, H.M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D.M., de Vere, N., Pfrender, M.E., & Bernatchez, L. (2017). Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology*, 26, 5872–5895
- Delalieux, S., Somers, B., Haest, B., Spanhove, T., Vanden Borre, J., & Mùcher, C.A. (2012). Heathland conservation status mapping through integration of hyperspectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Remote Sensing of Environment*, 126, 222–231
- Detka, J., Coyle, H., Gomez, M., & Gilbert, G.S. (2023). A Drone-Powered Deep Learning Methodology for High Precision Remote Sensing in California's Coastal Shrubs. *Drones*, 7, 421
- Dhillon, B.S. (1992). Failure modes and effects analysis — Bibliography. *Microelectronics Reliability*, 32, 719–731
- Dillon, J.W., Lawrence, R.L., & Hammonds, K.D. (2023). Determining the Flow State of Channels Under Vegetation With Airborne Lidar. *Water Resources Research*, 59, e2022WR033071
- Dorigo, W., Lucieer, A., Podobnikar, T., & Čarni, A. (2012). Mapping invasive *Fallopia japonica* by combined spectral, spatial, and temporal analysis of digital orthophotos. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 19, 185–195
- Doughty, C.E., Asner, G.P., & Martin, R.E. (2011). Predicting tropical plant physiology from leaf and canopy spectroscopy. *Oecologia*, 165, 289–299
- Drummond, A.J., Newcomb, R.D., Buckley, T.R., Xie, D., Dopheide, A., Potter, B.C., Heled, J., Ross, H.A., Tooman, L., Grosser, S., Park, D., Demetras, N.J., Stevens, M.I., Russell, J.C., Anderson, S.H., Carter, A., & Nelson, N. (2015).

Evaluating a multigene environmental DNA approach for biodiversity assessment. *GigaScience*, 4, s13742-015-0086-1

Du, L., McCarty, G.W., Li, X., Zhang, X., Rabenhorst, M.C., Lang, M.W., Zou, Z., Zhang, X., & Hinson, A.L. (2024). Drainage ditch network extraction from lidar data using deep convolutional neural networks in a low relief landscape. *Journal of Hydrology*, 628, 130591

Edwards, M.E., Alsos, I.G., Yoccoz, N., Coissac, E., Goslar, T., Gielly, L., Haile, J., Langdon, C.T., Tribsch, A., Binney, H.A., von Stedingk, H., & Taberlet, P. (2018). Metabarcoding of modern soil DNA gives a highly local vegetation signal in Svalbard tundra. *The Holocene*, 28, 2006–2016

Elbrecht, V., & Leese, F. (2015). Can DNA-Based Ecosystem Assessments Quantify Species Abundance? Testing Primer Bias and Biomass – Sequence Relationships with an Innovative Metabarcoding Protocol. *PLOS ONE*, 10, e0130324

Elbrecht, V., Vamos, E.E., Meissner, K., Aroviita, J., & Leese, F. (2017). Assessing strengths and weaknesses of DNA metabarcoding-based macroinvertebrate identification for routine stream monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 1265–1275

Eldridge, A., Guyot, P., Moscoso, P., Johnston, A., Eyre-Walker, Y., & Peck, M. (2018). Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. *Ecological Indicators*, 95, 939–952

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., & Werner, W. (2001). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. (3rd ed.). Göttingen: Erich Goltze GmbH & Co KG

Erfanifard, Y., Kraszewski, B., Lisiewicz, M., Mielcarek, M., Czerepko, J., Kuberski, Ł., & Stereńczak, K. (2025). A new lens on biodiversity assessment: The reliability of high-resolution remote sensing in investigating tree species diversity in old-growth forests. *Forest Ecology and Management*, 595, 122987

Erfanifard, Y., Lisiewicz, M., & Stereńczak, K. (2024). High resolution remote sensing for biodiversity assessment and monitoring: A case study of dominant tree species in an old-growth forest. *Forest Ecology and Management*, 566, 122094

Erickson, R.A., Merkes, C.M., & Mize, E.L. (2019). Sampling Designs for Landscape-level eDNA Monitoring Programs. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15, 760–771

Erlandsson, R., Arneberg, M.K., Tømmervik, H., Finne, E.A., Nilsen, L., & Bjerke, J.W. (2023). Feasibility of active handheld NDVI sensors for monitoring lichen ground cover. *Fungal Ecology*, 63, 101233

Ewald, M., Dupke, C., Heurich, M., Müller, J., & Reineking, B. (2014). LiDAR Remote Sensing of Forest Structure and GPS Telemetry Data Provide Insights on Winter Habitat Selection of European Roe Deer. *Forests*, 5, 1374–1390

Ewald, M., Skowronek, S., Aerts, R., Lenoir, J., Feilhauer, H., Van De Kerchove, R., Honnay, O., Somers, B., Garzón-López, C.X., Rocchini, D., & Schmidtlein, S. (2020). Assessing the impact of an invasive bryophyte on plant

- species richness using high resolution imaging spectroscopy. *Ecological Indicators*, 110, 105882
- Ewing, R.C., Kocurek, G., & Lake, L.W. (2006). Pattern analysis of dune-field parameters. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31, 1176–1191
- Farella, M.M., Barnes, M.L., Breshears, D.D., Mitchell, J., van Leeuwen, W.J.D., & Gallery, R.E. (2022). Evaluation of vegetation indices and imaging spectroscopy to estimate foliar nitrogen across disparate biomes. *Ecosphere*, 13, article e3992
- Feld, C.K., Martins da Silva, P., Sousa, J.P., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römcke, J., Sandin, L., Bruce Jones, K., & Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118, 1862–1871
- Fernandes, K., van der Heyde, M., Bunce, M., Dixon, K., Harris, R.J., Wardell-Johnson, G., & Nevill, P.G. (2018). DNA metabarcoding—a new approach to fauna monitoring in mine site restoration. *Restoration Ecology*, 26, 1098–1107
- Fløjgaard, C., Valdez, J., Dalby, L., Moeslund, J.E., Clausen, K., Ejrnæs, R., Pärtel, M., & Brunbjerg, A.K. (2020). Dark diversity reveals importance of biotic resources and competition for plant diversity across habitats. *Ecology and Evolution*, 10, 6078–6088
- Flyckt, J., Andersson, F., Lavesson, N., Nilsson, L., & Ågren, A.M. (2022). Detecting ditches using supervised learning on high-resolution digital elevation models. *Expert Systems with Applications*, 201, 116961
- Ford, M.R., & Dickson, M.E. (2018). Detecting ebb-tidal delta migration using Landsat imagery. *Marine Geology*, 405, 38–46
- Fraser, R.H., Pouliot, D., & van der Sluijs, J. (2021). UAV and High Resolution Satellite Mapping of Forage Lichen (*Cladonia* spp.) in a Rocky Canadian Shield Landscape. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 48, 5–18
- Fredshavn, J.R., & Ejrnæs, R. (2007). Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 94 s. - Faglig rapport nr. 599. <https://www.dmu.dk/Pub/FR599.pdf>
- Frey, J., Asbeck, T., & Bauhus, J. (2020). Predicting Tree-Related Microhabitats by Multisensor Close-Range Remote Sensing Structural Parameters for the Selection of Retention Elements. *Remote Sensing*, 12, 867
- Fricker, G.A., Ventura, J.D., Wolf, J.A., North, M.P., Davis, F.W., & Franklin, J. (2019). A Convolutional Neural Network Classifier Identifies Tree Species in Mixed-Conifer Forest from Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing*, 11, 2326
- Gamon, J.A., Cheng, Y., Claudio, H., MacKinney, L., & Sims, D.A. (2006). A mobile tram system for systematic sampling of ecosystem optical properties. *Remote Sensing of Environment*, 103, 246–254
- García-Galar, A., Lamelas, M.T., & Domingo, D. (2023). Assessment of Oak Groves Conservation Statuses in Natura 2000 Sacs with Single Photon Lidar and Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*, 15, 710

- Genu, A.M., & Demattê, J.A.M. (2011). Prediction of soil chemical attributes using optical remote sensing. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 33, 723–727
- Gholizadeh, H., Gamon, J.A., Helzer, C.J., & Cavender-Bares, J. (2020). Multi-temporal assessment of grassland α - and β -diversity using hyperspectral imaging. *Ecological Applications*, 30, e02145
- Giannetti, F., Puletti, N., Puliti, S., Travaglini, D., & Chirici, G. (2020). Assessment of UAV photogrammetric DTM-independent variables for modelling and mapping forest structural indices in mixed temperate forests. *Ecological Indicators*, 117, 106513
- Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., & Jones, K.E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 169–185
- Gilichinsky, M., Sandstrom, P., Reese, H., Kivinen, S., Moen, J., & Nilson, M. (2010). Application of national forest inventory for remote sensing classification of ground lichen in Northern Sweden. In A. Peled (Ed.), *Core Spatial Databases - Updating, Maintenance and Services - from Theory to Practice* (pp. 146–152). Gottingen: Copernicus Gesellschaft MbH
- Gomez-Morales, D.A., & Acevedo-Charry, O. (2022). Satellite remote sensing of environmental variables can predict acoustic activity of an orthopteran assemblage. *PeerJ*, 10, e13969
- Gottesman, B.L., Olson, J.C., Yang, S., Acevedo-Charry, O., Francomano, D., Martinez, F.A., Appeldoorn, R.S., Mason, D.M., Weil, E., & Pijanowski, B.C. (2021). What does resilience sound like? Coral reef and dry forest acoustic communities respond differently to Hurricane Maria. *Ecological Indicators*, 126, 107635
- Guo, L., Fu, P., Shi, T., Chen, Y., Zhang, H., Meng, R., & Wang, S. (2020). Mapping field-scale soil organic carbon with unmanned aircraft system-acquired time series multispectral images. *Soil and Tillage Research*, 196, 104477
- Habib, W., Cresson, R., McGuinness, K., & Connolly, J. (2024). Mapping artificial drains in peatlands—A national-scale assessment of Irish raised bogs using sub-meter aerial imagery and deep learning methods. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 10, 551–562
- Hakkenberg, C.R., Zhu, K., Peet, R.K., & Song, C. (2018). Mapping multi-scale vascular plant richness in a forest landscape with integrated LiDAR and hyperspectral remote-sensing. *Ecology*, 99, 474–487
- Halabuk, A., Moyses, M., Halabuk, M., & David, S. (2015). Towards Detection of Cutting in Hay Meadows by Using of NDVI and EVI Time Series. *Remote Sensing*, 7, 6107–6132
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., & Townshend, J.R.G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850–853

- Hantson, W., Kooistra, L., & Slim, P.A. (2012). Mapping invasive woody species in coastal dunes in the Netherlands: a remote sensing approach using LIDAR and high-resolution aerial photographs. *Applied Vegetation Science*, 15, 536–547
- Hardulak, L.A., Morinière, J., Hausmann, A., Hendrich, L., Schmidt, S., Doczkal, D., Müller, J., Hebert, P.D.N., & Haszprunar, G. (2020). DNA metabarcoding for biodiversity monitoring in a national park: Screening for invasive and pest species. *Molecular Ecology Resources*, 20, 1542–1557
- Hardy, A.J., Barr, S.L., Mills, J.P., & Miller, P.E. (2012). Characterising soil moisture in transport corridor environments using airborne LIDAR and CASI data. *Hydrological Processes*, 26, 1925–1936
- He, Y., Yang, J., & Guo, X. (2020). Green Vegetation Cover Dynamics in a Heterogeneous Grassland: Spectral Unmixing of Landsat Time Series from 1999 to 2014. *Remote Sensing*, 12, 3826
- Heidrich, L., Bae, S., Levick, S., Seibold, S., Weisser, W., Krzystek, P., Magdon, P., Nauss, T., Schall, P., Serebryanyk, A., Wöllauer, S., Ammer, C., Bässler, C., Doerfler, I., Fischer, M., Gossner, M.M., Heurich, M., Hothorn, T., Jung, K., Kreft, H., Schulze, E.-D., Simons, N., Thorn, S., & Müller, J. (2020). Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 1204–1212
- Heinero, E., Tanhuanpää, T., Yrttimaa, T., Holopainen, M., & Vastaranta, M. (2021). Airborne laser scanning reveals large tree trunks on forest floor. *Forest Ecology and Management*, 491, 119225
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42, 1648–1657
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., & Bunce, R.G.H. (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants*. UK: Natural Environment Research Council
- Holdaway, R.J., Wood, J.R., Dickie, I.A., Orwin, K.H., Bellingham, P.J., Richardson, S.J., Lyver, P.O.B., Timoti, P., & Buckley, T.R. (2017). Using DNA metabarcoding to assess New Zealand's terrestrial biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology*, 41, 251–262
- Holm, T.E., Pedersen, C.L. & Jørgensen, H. (2020). Brug af drone med termisk kamera til overvågning af hjortevildt. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Teknisk rapport nr. 169. <https://dce2.au.dk/pub/TR169.pdf>
- Holmgren, J., Persson, Å., & Söderman, U. (2008). Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 1537–1552
- Hovi, A., Korhonen, L., Vauhkonen, J., & Korpela, I. (2016). LiDAR waveform features for tree species classification and their sensitivity to tree- and acquisition related parameters. *Remote Sensing of Environment*, 173, 224–237
- Huang, J., Sehgal, V., Alvarez, L.V., Brocca, L., Cai, S., Cheng, R., Cheng, X., Du, J., El Masri, B., Endsley, K.A., Fang, Y., Hu, J., Jampani, M., Kibria, M.G.,

- Koren, G., Li, L., Liu, L., Mao, J., Moreno, H.A., Rigden, A., Shi, M., Shi, X., Wang, Y., Zhang, X., & Fisher, J.B. (2025). Remotely Sensed High-Resolution Soil Moisture and Evapotranspiration: Bridging the Gap Between Science and Society. *Water Resources Research*, 61, e2024WR037929
- Huang, Y., Yu, M., Xu, Q., Sawada, K., Moriguchi, S., Yashima, A., Liu, C., & Xue, L. (2015). InSAR-derived digital elevation models for terrain change analysis of earthquake-triggered flow-like landslides based on ALOS/PAL-SAR imagery. *Environmental Earth Sciences*, 73, 7661–7668
- Huemmrich, K.F., Gamon, J.A., Tweedie, C.E., Campbell, P.K.E., Landis, D.R., & Middleton, E.M. (2013). Arctic Tundra Vegetation Functional Types Based on Photosynthetic Physiology and Optical Properties. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6, 265–275
- Huo, L., Strengbom, J., Lundmark, T., Westerfelt, P., & Lindberg, E. (2023). Estimating the conservation value of boreal forests using airborne laser scanning. *Ecological Indicators*, 147, 109946
- Iacarus, N.J., Reves, O.P., Merkelz, S.J., Waldrep, C.L., & Davis, M.A. (2025). A systematic review evaluating the performance of eDNA methods relative to conventional methods for biodiversity monitoring. *Ecography*, 2026, e07952
- Iwasaki, K., Fukushima, K., Nagasaka, Y., Ishiyama, N., Sakai, M., & Nagasaka, A. (2023). Real-Time Monitoring and Postprocessing of Thermal Infrared Video Images for Sampling and Mapping Groundwater Discharge. *Water Resources Research*, 59, e2022WR033630
- Jaihuni, M., Khan, F., Lee, D., Basak, J.K., Bhujel, A., Moon, B.E., Park, J., & Kim, H.T. (2021). Determining Spatiotemporal Distribution of Macronutrients in a Cornfield Using Remote Sensing and a Deep Learning Model. *IEEE Access*, 9, 30256–30266
- Ji, X., Purushothaman, B., Prasad, R.V., & Aravind, P.V. (2024). Developing a digital mapping of soil organic carbon on a national scale using Sentinel-2 and hybrid models at varying spatial resolutions. *Ecological Indicators*, 167, 112654
- Johnson, M.D., Barnes, M.A., Garrett, N.R., & Clare, E.L. (2023). Answers blowing in the wind: Detection of birds, mammals, and amphibians with airborne environmental DNA in a natural environment over a yearlong survey. *Environmental DNA*, 5, 375–387
- Jouvet, G., Weidmann, Y., van Dongen, E., Lüthi, M.P., Vieli, A., & Ryan, J.C. (2019). High-Endurance UAV for Monitoring Calving Glaciers: Application to the Inglefield Bredning and Eqip Sermia, Greenland. *Frontiers in Earth Science*, 7, 206
- Jutras-Perreault, M.-C., Næsset, E., Gobakken, T., & Ørka, H.O. (2023). Detecting the presence of standing dead trees using airborne laser scanning and optical data. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 38, 208–220
- Klouček, T., Klápště, P., Marešová, J., & Komárek, J. (2022). UAV-Borne Imagery Can Supplement Airborne Lidar in the Precise Description of Dynamically Changing Shrubland Woody Vegetation. *Remote Sensing*, 14, 2287

- Klunder, L., Duineveld, G.C.A., Lavaleye, M.S.S., van der Veer, H.W., Palsbøll, P.J., & van Bleijswijk, J.D.L. (2019). Diversity of Wadden Sea macrofauna and meiofauna communities highest in DNA from extractions preceded by cell lysis. *Journal of Sea Research*, 152, 101764
- Kopeć, D., Zakrzewska, A., Halladin-Dąbrowska, A., Wylazłowska, J., Kania, A., & Niedzielko, J. (2019). Using Airborne Hyperspectral Imaging Spectroscopy to Accurately Monitor Invasive and Expansive Herb Plants: Limitations and Requirements of the Method. *Sensors*, 19, 2871
- Korhonen, L., Korpela, I., Heiskanen, J., & Maltamo, M. (2011). Airborne discrete-return LIDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1065–1080
- Koski, C., Kettunen, P., Poutanen, J., Zhu, L., & Oksanen, J. (2023). Mapping Small Watercourses from DEMs with Deep Learning – Exploring the Causes of False Predictions. *Remote Sensing*, 15, 2776
- Koubínová, D., Kirchgeorg, S., Geckeler, C., Thurnheer, S., Lüthi, M., Sanchez, T., Mintchev, S., Pellissier, L., & Albouy, C. (2025). Robot-Aided Measurement of Insect Diversity on Vegetation Using Environmental DNA. *Ecology and Evolution*, 15, e71391
- Kuusinen, N., Hovi, A., & Rautiainen, M. (2023). Estimation of boreal forest floor lichen cover using hyperspectral airborne and field data. *Silva Fennica*, 57, article 22014
- Laamanen, T., Norros, V., Vihervaara, P., Jerney, J., Kortelainen, P., Kujala, K., Lambert, S., Mäyrä, J., Nikula, L., Palmroos, I., Tolkkinen, M., Vuorio, K., & Meissner, K. (2025). Technology Readiness Level of biodiversity monitoring with molecular methods – where are we on the road to routine implementation? *Metabarcoding and Metagenomics*, 9, e130834
- Lake, T.A., Briscoe Runquist, R.D., & Moeller, D.A. (2022). Deep learning detects invasive plant species across complex landscapes using Worldview-2 and PlanetScope satellite imagery. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8, 875–889
- Larson, E.R., Graham, B.M., Achury, R., Coon, J.J., Daniels, M.K., Gambrell, D.K., Jonassen, K.L., King, G.D., LaRacune, N., Perrin-Stowe, T.I., Reed, E.M., Rice, C.J., Ruzi, S.A., Thairu, M.W., Wilson, J.C., & Suarez, A.V. (2020). From eDNA to citizen science: emerging tools for the early detection of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18, 194–202
- Lausch, A., Schaepman, M.E., Skidmore, A.K., Truckenbrodt, S.C., Hacker, J.M., Baade, J., Bannehr, L., Borg, E., Bumberger, J., Dietrich, P., Gläßer, C., Haase, D., Heurich, M., Jagdhuber, T., Jany, S., Krönert, R., Möller, M., Mollenhauer, H., Montzka, C., Pause, M., Rogass, C., Salepci, N., Schmullius, C., Schrod, F., Schütze, C., Schweitzer, C., Selsam, P., Spengler, D., Vohland, M., Volk, M., Weber, U., Wellmann, T., Werban, U., Zacharias, S., & Thiel, C. (2020). Linking the Remote Sensing of Geodiversity and Traits Relevant to Biodiversity – Part II: Geomorphology, Terrain and Surfaces. *Remote Sensing*, 12, 3690
- Lawrence, R.L., Wood, S.D., & Sheley, R.L. (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (random-forest). *Remote Sensing of Environment*, 100, 356–362

- Le Mauff, B., Juigner, M., Ba, A., Robin, M., Launeau, P., & Fattal, P. (2018). Coastal monitoring solutions of the geomorphological response of beach-dune systems using multi-temporal LiDAR datasets (Vendée coast, France). *Geomorphology*, 304, 121–140
- Leese, F., Sander, M., Buchner, D., Elbrecht, V., Haase, P., & Zizka, V.M.A. (2021). Improved freshwater macroinvertebrate detection from environmental DNA through minimized nontarget amplification. *Environmental DNA*, 3, 261–276
- Li, S., Wang, T., Hou, Z., Gong, Y., Feng, L., & Ge, J. (2021a). Harnessing terrestrial laser scanning to predict understory biomass in temperate mixed forests. *Ecological Indicators*, 121, 107011
- Li, T., Zhu, Z., Cui, J., Chen, J., Shi, X., Zhao, X., Jiang, M., Zhang, Y., Wang, W., & Wang, H. (2021b). Monitoring of leaf nitrogen content of winter wheat using multi-angle hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing*, 42, 4672–4692
- Lidberg, W., Paul, S.S., Westphal, F., Richter, K.F., Lavesson, N., Melniks, R., Ivanovs, J., Ciesielski, M., Leinonen, A., & Ågren, A.M. (2023). Mapping Drainage Ditches in Forested Landscapes Using Deep Learning and Aerial Laser Scanning. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 149, 04022051
- Limberger, O., Homeier, J., Gonzalez-Jaramillo, V., Fries, A., Murkute, C., Trachte, K., & Bendix, J. (2025). Foliar trait retrieval models based on hyperspectral satellite imagery perform well in a biodiversity hotspot of the SE Ecuadorian Andes. *International Journal of Remote Sensing*. <https://doi.org/10.1080/01431161.2025.2511211>
- Lin, C., Han, H., Lin, K., Cheng, H., Fu, L., Ashfaq, M., Hebert, P.D.N., & Liu, C. (2025). Using DNA metabarcoding to assess insect diversity in grasslands. *Applied Entomology and Zoology*, 60, 109–116
- Lindberg, E., Briese, C., Doneus, M., Hollaus, M., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2015). Multi-wavelength airborne laser scanning for characterization of tree species. *Proceedings of SilviLaser 2015*, 271–273
- Listopad, C.M.C.S., Köbel, M., Príncipe, A., Gonçalves, P., & Branquinho, C. (2018). The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of The Total Environment*, 610–611, 926–936
- Liu, E., Zhao, H., Zhang, S., He, J., Yang, X., & Xiao, X. (2021). Identification of plant species in an alpine steppe of Northern Tibet using close-range hyperspectral imagery. *Ecological Informatics*, 61, 101213
- Liu, J.-k., Qin, R., & Arundel, S.T. (2024a). Assessing the Utility of Uncrewed Aerial System Photogrammetrically Derived Point Clouds for Land Cover Classification in the Alaska North Slope. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 90, 405–414
- Liu, L., Jing, X., Wang, J., & Zhao, C. (2009). Analysis of the changes of vegetation coverage of western Beijing mountainous areas using remote sensing and GIS. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 339–349

- Liu, M., Baker, S.C., Burridge, C.P., Jordan, G.J., & Clarke, L.J. (2020a). DNA metabarcoding captures subtle differences in forest beetle communities following disturbance. *Restoration Ecology*, 28, 1475–1484
- Liu, M., Clarke, L.J., Baker, S.C., Jordan, G.J., & Burridge, C.P. (2020b). A practical guide to DNA metabarcoding for entomological ecologists. *Ecological Entomology*, 45, 373–385
- Liu, Q. (2025). Application of Environmental DNA in the Air for Monitoring Biodiversity. *Sustainability*, 17, 5530
- Liu, X., Frey, J., Munteanu, C., Denter, M., & Koch, B. (2024b). Tree species diversity mapping from spaceborne optical images: The effects of spectral and spatial resolution. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 10, 463–479
- Lopatin, J., Dolos, K., Kattenborn, T., & Fassnacht, F.E. (2019). How canopy shadow affects invasive plant species classification in high spatial resolution remote sensing. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5, 302–317
- Lopes, C.M., Baêta, D., Valentini, A., Lyra, M.L., Sabbag, A.F., Gasparini, J.L., Dejean, T., Haddad, C.F.B., & Zamudio, K.R. (2020). Lost and found: Frogs in a biodiversity hotspot rediscovered with environmental DNA. *Molecular Ecology*, 30, 3289–3298
- Ludwig, A., Feilhauer, H., & Doktor, D. (2025). Exploring Sentinel-2-Based Spectral Variability for Enhancing Grassland Diversity Assessments Across Germany. *Applied Vegetation Science*, 28, e70030
- Ludwig, M., Runge, C.M., Friess, N., Koch, T.L., Richter, S., Seyfried, S., Wraase, L., Lobo, A., Sebastià, M.-T., Reudenbach, C., & Nauss, T. (2020). Quality Assessment of Photogrammetric Methods—A Workflow for Reproducible UAS Orthomosaics. *Remote Sensing*, 12, 3831
- Luo, S., Wang, C., Pan, F., Xi, X., Li, G., Nie, S., & Xia, S. (2015). Estimation of wetland vegetation height and leaf area index using airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 48, 550–559
- Lynggaard, C., Frøslev, T.G., Johnson, M.S., Olsen, M.T., & Bohmann, K. (2024). Airborne environmental DNA captures terrestrial vertebrate diversity in nature. *Molecular Ecology Resources*, 24, e13840
- Lyu, X., Li, X., Dang, D., Wang, K., Zhang, C., Cao, W., & Lou, A. (2024). Systematic review of remote sensing technology for grassland biodiversity monitoring: Current status and challenges. *Global Ecology and Conservation*, 54, e03196
- Ma, Y., Zhao, Y., Im, J., Zhao, Y., & Zhen, Z. (2024). A deep-learning-based tree species classification for natural secondary forests using unmanned aerial vehicle hyperspectral images and LiDAR. *Ecological Indicators*, 159, 111608
- Macander, M.J., Palm, E.C., Frost, G.V., Herriges, J.D., Nelson, P.R., Roland, C., Russell, K.L.M., Sutor, M.J., Bentzen, T.W., Joly, K., Goetz, S.J., & Hebblewhite, M. (2020). Lichen cover mapping for caribou ranges in interior Alaska and Yukon. *Environmental Research Letters*, 15, 055001

- Mac Arthur, A.A., & Malthus, T.J. (2008). An object-based image analysis approach to the classification and mapping of *Calluna vulgaris* canopies. In *Proceedings of the Remote Sensing and Photogrammetry Society Annual Conference 2008: Measuring Change in the Earth System*, 15–17 September 2008, Falmouth, UK. Remote Sensing and Photogrammetry Society
- Madsen, B., Treier, U.A., Zlinszky, A., Lucieer, A., & Normand, S. (2020). Detecting shrub encroachment in seminatural grasslands using UAS LiDAR. *Ecology and Evolution*, 10, 4876–4902
- Malinowski, R., Höfle, B., Koenig, K., Groom, G., Schwanghart, W., & Heckrath, G. (2016). Local-scale flood mapping on vegetated floodplains from radiometrically calibrated airborne LiDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 119, 267–279
- Manu, S., & Umapathy, G. (2023). Deep sequencing of extracellular eDNA enables total biodiversity assessment of ecosystems. *Ecological Indicators*, 156, 111171
- Markman, B., Butterfield, H.S., Franklin, J., Coulter, L., Katkowski, M., & Sousa, D. (2025). Evaluating UAV LiDAR and Field Spectroscopy for Estimating Residual Dry Matter Across Conservation Grazing Lands. *Remote Sensing*, 17, 2352
- Martinis, S. (2010). Automatic near real-time flood detection in high resolution X-band synthetic aperture radar satellite data using context-based classification on irregular graphs. PhD dissertation, Fakultät für Geowissenschaften, Ludwig-Maximilians-Universität München, Munich, Germany, 111 pp.
- Martins, V.C.C., Nunes, G.L., Oliveira, R.R.M., Gastauer, M., Oliveira, G., & Vasconcelos, S. (2025). DNA Metabarcoding as a Complementary Approach to Traditional Surveys for Monitoring the Plant Diversity in the Amazon canga. *Environmental DNA*, 7, e70155
- Mäyrä, J., Keski-Saari, S., Kivinen, S., Tanhuanpää, T., Hurskainen, P., Kullberg, P., Poikolainen, L., Viinikka, A., Tuominen, S., Kumpula, T., & Vihervaara, P. (2021). Tree species classification from airborne hyperspectral and LiDAR data using 3D convolutional neural networks. *Remote Sensing of Environment*, 256, 112322
- Meghraoui, K., Lfalah, H., Sebari, I., Kellouch, S., Fadil, S., Ait El Kadi, K., & Bensiali, S. (2023). UAV-LiDAR and Terrestrial Laser Scanning for Automatic Extraction of Forest Inventory Parameters. In Jain, K., Mishra, V., Pradhan, B. (eds) *Proceedings of UASG 2021: Wings 4 Sustainability*. UASG 2021. Lecture Notes in Civil Engineering, vol 304, pp. 375–393. Springer, Cham.
- Melin, M., Hinsley, S.A., Broughton, R.K., Bellamy, P., & Hill, R.A. (2018). Living on the edge: utilising lidar data to assess the importance of vegetation structure for avian diversity in fragmented woodlands and their edges. *Landscape Ecology*, 33, 895–910
- Merchant, N.D., Fristrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Witt, M.J., Blondel, P., & Parks, S.E. (2015). Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 257–265

- Metcalf, O.C., Barlow, J., Devenish, C., Marsden, S., Berenguer, E., & Lees, A.C. (2021). Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 421–431
- Michez, A., Lejeune, P., Bauwens, S., Herinaina, A.A.L., Blaise, Y., Castro Muñoz, E., Lebeau, F., & Bindelle, J. (2019). Mapping and Monitoring of Biomass and Grazing in Pasture with an Unmanned Aerial System. *Remote Sensing*, 11, 473
- Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E., & Chormański, J. (2023). The Use of an Airborne Laser Scanner for Rapid Identification of Invasive Tree Species *Acer negundo* in Riparian Forests. *Remote Sensing*, 15, 212
- Mienna, I.M., Eldegard, K., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., & Ørka, H.O. (2019). Lidar data as indicators for forest biological diversity: a review. Project report to the Norwegian Environment Agency (Report M-1217). Ås, Norway: Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management, 70 pp.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1217/m1217.pdf>
- Millard, K., & Richardson, M. (2018). Quantifying the relative contributions of vegetation and soil moisture conditions to polarimetric C-Band SAR response in a temperate peatland. *Remote Sensing of Environment*, 206, 123–138
- Mirik, M., Norland, J.E., Crabtree, R.L., & Biondini, M.E. (2005). Hyperspectral One-Meter-Resolution Remote Sensing in Yellowstone National Park, Wyoming: I. Forage Nutritional Values. *Rangeland Ecology and Management*, 58, 452–458
- Möckel, T., Löfgren, O., Prentice, H.C., Eklundh, L., & Hall, K. (2016). Airborne hyperspectral data predict Ellenberg indicator values for nutrient and moisture availability in dry grazed grasslands within a local agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 66, 503–516
- Modzelewska, A., Fassnacht, F.E., & Stereńczak, K. (2020). Tree species identification within an extensive forest area with diverse management regimes using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 84, 101960
- Moeneclaey, I., Baeten, L., Verheyen, K., & Van Coillie, F. (2022). Disentangling the effects of phosphorus, nitrogen and species identity on the vegetation reflectance spectrum. *Applied Vegetation Science*, 25, e12688
- Moeslund, J.E., Arge, L., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Ejrnæs, R., Odgaard, M.V., & Svenning, J.-C. (2013a). Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2151–2166
- Moeslund, J.E., Arge, L., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Odgaard, M.V., Nygaard, B., & Svenning, J.-C. (2013b). Topographically controlled soil moisture is the primary driver of local vegetation patterns across a lowland region. *Ecosphere*, 4, Article 91
- Moeslund, J.E., Brunbjerg, A.K., Clausen, K.K., Dalby, L., Fløjgaard, C., Juel, A., & Lenoir, J. (2017). Using dark diversity and plant characteristics to guide conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1730–1741

- Moeslund, J.E., Nygaard, B., Normand, S. & Madsen, B. (2021). Udredning af alternative datakilder i NOVANA-programmets naturtypeovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 458. <http://dce2.au.dk/pub/SR458.pdf>
- Moeslund, J.E., & Damgaard, C.F. (2024). Predicting Abiotic Soil Characteristics Using Sentinel-2 at Nature-Management-Relevant Spatial Scales and Extents. *Remote Sensing*, 16, 3094
- Moeslund, J.E., Zlinszky, A., Ejrnæs, R., Brunbjerg, A.K., Bøcher, P.K., Svenning, J.-C., & Normand, S. (2019). Light detection and ranging explains diversity of plants, fungi, lichens, and bryophytes across multiple habitats and large geographic extent. *Ecological Applications*, 29, e01907
- Morinière, J., Balke, M., Doczkal, D., Geiger, M.F., Hardulak, L.A., Haszprunar, G., Hausmann, A., Hendrich, L., Regalado, L., Rulik, B., Schmidt, S., Wägele, J.-W., & Hebert, P.D.N. (2019). A DNA barcode library for 5,200 German flies and midges (Insecta: Diptera) and its implications for metabarcoding-based biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 19, 900–928
- Mu, X., Song, W., Gao, Z., McVicar, T.R., Donohue, R.J., & Yan, G. (2018). Fractional vegetation cover estimation by using multi-angle vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 216, 44–56
- Mücher, C.A., Kooistra, L., Vermeulen, M., Borre, J.V., Haest, B., & Haveman, R. (2013). Quantifying structure of Natura 2000 heathland habitats using spectral mixture analysis and segmentation techniques on hyperspectral imagery. *Ecological Indicators*, 33, 71–81
- Müllerová, J., Brůna, J., Bartaloš, T., Dvořák, P., Vítková, M., & Pyšek, P. (2017). Timing Is Important: Unmanned Aircraft vs. Satellite Imagery in Plant Invasion Monitoring. *Frontiers in Plant Science*, 8, 887
- Müllerová, J., Pyšek, P., Jarošík, V., & Pergl, J. (2005). Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heraclium mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*, 42, 1042–1053
- Murfitt, S.L., Allan, B.M., Bellgrove, A., Rattray, A., Young, M.A., & Ierodiakonou, D. (2017). Applications of unmanned aerial vehicles in intertidal reef monitoring. *Scientific Reports*, 7, 10259
- Murray, N.J., Keith, D.A., Bland, L.M., Ferrari, R., Lyons, M.B., Lucas, R., Pettorelli, N., & Nicholson, E. (2018). The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments. *Science of The Total Environment*, 619–620, 249–257
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2007). Estimating and mapping grass phosphorus concentration in an African savanna using hyperspectral image data. *International Journal of Remote Sensing*, 28, 4897–4911
- Mzuku, M., Khosla, R., & Reich, R. (2015). Bare Soil Reflectance to Characterize Variability in Soil Properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46, 1668–1676

- Na, X., Zang, S., Wu, C., Tian, Y., & Li, W. (2018). Hydrological Regime Monitoring and Mapping of the Zhalong Wetland through Integrating Time Series Radarsat-2 and Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 10, 702
- Neumann, C., Behling, R., Schindhelm, A., Itzerott, S., Weiss, G., Wichmann, M., & Müller, J. (2020). The colors of heath flowering – quantifying spatial patterns of phenology in *Calluna* life-cycle phases using high-resolution drone imagery. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6, 35–51
- Neumann, C., Weiss, G., Schmidtlein, S., Itzerott, S., Lausch, A., Doktor, D., & Brell, M. (2015). Gradient-Based Assessment of Habitat Quality for Spectral Ecosystem Monitoring. *Remote Sensing*, 7, 2871–2898
- Nil, L., Grünberg, I., Ullmann, T., Gessner, M., Boike, J., & Hostert, P. (2022). Arctic shrub expansion revealed by Landsat-derived multitemporal vegetation cover fractions in the Western Canadian Arctic. *Remote Sensing of Environment*, 281, 113228
- Niwa, H. (2025). Multitemporal monitoring of forest indicator species using UAV and machine learning image recognition. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 4
- Nordberg, M.-L., & Allard, A. (2002). A remote sensing methodology for monitoring lichen cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 28, 262–274
- Nur, N.B., Bachmann, C.M., Tyler, A.C., Miller, A., Khan, S., Union, K.E., Owens-Rios, W.A., Bauch, T.D., & Lapszynski, C.S. (2025). Mapping Soil Organic Matter, Total Carbon, and Total Nitrogen in Salt Marshes Using UAS-Based Hyperspectral Imaging. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 130, e2024JG008421
- Nyamgeroh, B.B., Groen, T.A., Weir, M.J.C., Dimov, P., & Zlatanov, T. (2018). Detection of forest canopy gaps from very high resolution aerial images. *Ecological Indicators*, 95, 629–636
- Olmeda, C., Šefferová Stanová, V., & Simon, J.C. (2025). Overall methodology. In C. Olmeda & V. Šefferová Stanová (eds.), *Technical guidelines for assessing and monitoring the condition of Annex I habitat types of the Directive 92/43/EEC*. Luxembourg: Publications Office of the European Union
- Orndahl, K.M., Ehlers, L.P.W., Herriges, J.D., Pernick, R.E., Hebblewhite, M., & Goetz, S.J. (2022). Mapping tundra ecosystem plant functional type cover, height, and aboveground biomass in Alaska and northwest Canada using unmanned aerial vehicles. *Arctic Science*, 8, 1165–1180
- Osathanunkul, M. (2019). eDNA-based monitoring of parasitic plant (*Sapria himalayana*). *Scientific Reports*, 9, 9161
- Osińska-Skotak, K., Radecka, A., Piórkowski, H., Michalska-Hejduk, D., Kopeć, D., Tokarska-Guzik, B., Ostrowski, W., Kania, A., & Niedzielko, J. (2019). Mapping Succession in Non-Forest Habitats by Means of Remote Sensing: Is the Data Acquisition Time Critical for Species Discrimination? *Remote Sensing*, 11, 2629
- Pande, S., Uzun, B., Guiotte, F., Pham, M.T., Corpetti, T., Delerue, F., & Lefèvre, S. (2024). Plant Detection from Ultra High Resolution Remote Sensing

Images: A Semantic Segmentation Approach Based on Fuzzy Loss. In, *IGARSS 2024 - 2024 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 5213–5217)

Papp, L., van Leeuwen, B., Szilassi, P., Tobak, Z., Szatmári, J., Árvai, M., Mészáros, J., & Pásztor, L. (2021). Monitoring Invasive Plant Species Using Hyperspectral Remote Sensing Data. *Land*, 10, 29

Parisi, F., D'Amico, G., Vangi, E., Chirici, G., Francini, S., Coccozza, C., Giannetti, F., Londi, G., Nocentini, S., Borghi, C., & Travaglini, D. (2024). Tree-Related Microhabitats and Multi-Taxon Biodiversity Quantification Exploiting ALS Data. *Forests*, 15, 660

Parsaie, F., Farrokhian Firouzi, A., Mousavi, S.R., Rahmani, A., Sedri, M.H., & Homaei, M. (2021). Large-scale digital mapping of topsoil total nitrogen using machine learning models and associated uncertainty map. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 162

Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 124–128

Pascher, K., Švara, V., & Jungmeier, M. (2022). Environmental DNA-Based Methods in Biodiversity Monitoring of Protected Areas: Application Range, Limitations, and Needs. *Diversity*, 14, 463

Pervin, R., Robeson, S.M., & MacBean, N. (2022). Fusion of airborne hyperspectral and LiDAR canopy-height data for estimating fractional cover of tall woody plants, herbaceous vegetation, and other soil cover types in a semi-arid savanna ecosystem. *International Journal of Remote Sensing*, 43, 3890–3926

Pesonen, A., Maltamo, M., Eerikäinen, K., & Packalèn, P. (2008). Airborne laser scanning-based prediction of coarse woody debris volumes in a conservation area. *Forest Ecology and Management*, 255, 3288–3296

Petrou, Z.I., Manakos, I., & Stathaki, T. (2015). Remote sensing for biodiversity monitoring: a review of methods for biodiversity indicator extraction and assessment of progress towards international targets. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2333–2363

Pettorelli, N., Owen, H.J.F., & Duncan, C. (2016). How do we want Satellite Remote Sensing to support biodiversity conservation globally? *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 656–665

Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46, 15–27

Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., & Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 503–510

Pettorelli, N., Williams, J., Schulte to Bühne, H., & Crowson, M. (2025). Deep learning and satellite remote sensing for biodiversity monitoring and conservation. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 11, 123–132

- Picard-Krashevski, C., Germain, M., & Laliberté, E. (2025). Multilabel classification of peatland plant species from high-resolution drone images. *Ecological Informatics*, 90, 103366
- Polley, H.W., Yang, C., Wilsey, B.J., & Fay, P.A. (2019). Spectral Heterogeneity Predicts Local-Scale Gamma and Beta Diversity of Mesic Grasslands. *Remote Sensing*, 11, 458
- Rahmanian, S., Nasiri, V., Amindin, A., Karami, S., Maleki, S., Pouyan, S., & Borz, S.A. (2023). Prediction of Plant Diversity Using Multi-Seasonal Remotely Sensed and Geodiversity Data in a Mountainous Area. *Remote Sensing*, 15, 387
- Rapinel, S., Hubert-Moy, L., Clément, B., Nabucet, J., & Cudennec, C. (2015). Ditch network extraction and hydrogeomorphological characterization using LiDAR-derived DTM in wetlands. *Hydrology Research*, 46, 276–290
- Räsänen, A., Juutinen, S., Kalacska, M., Aurela, M., Heikkinen, P., Mäenpää, K., Rimali, A., & Virtanen, T. (2020). Peatland leaf-area index and biomass estimation with ultra-high resolution remote sensing. *GIScience & Remote Sensing*, 57, 943–964
- Rautiainen, M., Kuusinen, N., & Majasalmi, T. (2024). Remote sensing and spectroscopy of lichens. *Ecology and Evolution*, 14, e11110
- Rees, W.G., Tutubalina, O.V., & Golubeva, E.I. (2004). Reflectance spectra of subarctic lichens between 400 and 2400 nm. *Remote Sensing of Environment*, 90, 281–292
- Requena-Mullor, J.M., Reyes, A., Escribano, P., & Cabello, J. (2018). Assessment of ecosystem functioning from space: Advancements in the Habitats Directive implementation. *Ecological Indicators*, 89, 893–902
- Ring, J. (1963). The Laser in Astronomy. *New Scientist*, June 20, 672–673
- Robb, C., Pickard, A., Williamson, J.L., Fitch, A., & Evans, C. (2023). Peat Drainage Ditch Mapping from Aerial Imagery Using a Convolutional Neural Network. *Remote Sensing*, 15, 499
- Rocchini, D., Boyd, D.S., Féret, J.-B., Foody, G.M., He, K.S., Lausch, A., Nagendra, H., Wegmann, M., & Pettorelli, N. (2016). Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2, 25–36
- Rocchini, D., Torresani, M., Beierkuhnlein, C., Feoli, E., Foody, G.M., Lenoir, J., Malavasi, M., Moudrý, V., Šimová, P., & Ricotta, C. (2022). Double down on remote sensing for biodiversity estimation: a biological mindset. *Community Ecology*, 23, 267–276
- Roelens, J., Höfle, B., Dondeyne, S., Van Orshoven, J., & Diels, J. (2018a). Drainage ditch extraction from airborne LiDAR point clouds. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 146, 409–420
- Roelens, J., Rosier, I., Dondeyne, S., Van Orshoven, J., & Diels, J. (2018b). Extracting drainage networks and their connectivity using LiDAR data. *Hydrological Processes*, 32, 1026–1037

- Roger, F., Ghanavi, H.R., Danielsson, N., Wahlberg, N., Löndahl, J., Pettersson, L.B., Andersson, G.K.S., Boke Olén, N., & Clough, Y. (2022). Airborne environmental DNA metabarcoding for the monitoring of terrestrial insects – A proof of concept from the field. *Environmental DNA*, 4, 790–807
- Röper, T., Greskowiak, J., & Massmann, G. (2014). Detecting Small Groundwater Discharge Springs Using Handheld Thermal Infrared Imagery. *Groundwater*, 52, 936–942
- Rose, M.B., Mills, M., Franklin, J., & Larios, L. (2023). Mapping Fractional Vegetation Cover Using Unoccupied Aerial Vehicle Imagery to Guide Conservation of a Rare Riparian Shrub Ecosystem in Southern California. *Remote Sensing*, 15, 5113
- Runnel, K., Lõhmus, P., Küngas, K., Marmor-Ohtla, L., Palo, A., Pütsepp, G., Tamm, H., Tammekänd, I., & Lõhmus, A. (2024). Aerial eDNA contributes vital information for fungal biodiversity assessment. *Journal of Applied Ecology*, 61, 2418–2429
- Ruppert, K.M., Kline, R.J., & Rahman, M.S. (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00547
- Saarinen, N., Vastaranta, M., Näsi, R., Rosnell, T., Hakala, T., Honkavaara, E., Wulder, M.A., Luoma, V., Tommaselli, A.M.G., Imai, N.N., Ribeiro, E.A.W., Guimarães, R.B., Holopainen, M., & Hyypä, J. (2018). Assessing Biodiversity in Boreal Forests with UAV-Based Photogrammetric Point Clouds and Hyperspectral Imaging. *Remote Sensing*, 10, 338
- Sanders, A. (2017). Mapping the Distribution of Understorey Rhododendron Ponticum Using Low-Tech Multispectral UAV Derived Imagery. In R. Díaz-Delgado, R. Lucas, & C. Hurford (Eds.), *The Roles of Remote Sensing in Nature Conservation: A Practical Guide and Case Studies* (pp. 167–181). Cham: Springer International Publishing
- Sankey, T., Donager, J., McVay, J., & Sankey, J.B. (2017). UAV lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern USA. *Remote Sensing of Environment*, 195, 30–43
- Santos, M.J., & Ustin, S.L. (2018). Spectral Identification of Native and Non-Native Plant Species for Biodiversity Assessments. In *IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 3420–3423)
- Scheeres, J., de Jong, J., Brede, B., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., Zambrano, A.M.A., Gorgens, E.B., Silva, C.A., Valbuena, R., Molin, P., Stark, S., Rodrigues, R.R., Santoro, G.B., Resende, A.F., de Almeida, C.T., & de Almeida, D.R.A. (2023). Distinguishing forest types in restored tropical landscapes with UAV-borne LIDAR. *Remote Sensing of Environment*, 290, 113533
- Schmidt, J., Fassnacht, F.E., Förster, M., & Schmidtlein, S. (2018). Synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 for assessments of heathland conservation status. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4, 225–239

- Schmidt, J., Fassnacht, F.E., Neff, C., Lausch, A., Kleinschmit, B., Förster, M., & Schmidtlein, S. (2017). Adapting a Natura 2000 field guideline for a remote sensing-based assessment of heathland conservation status. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 60, 61–71
- Schmidtlein, S. (2005). Imaging spectroscopy as a tool for mapping Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, 42, 966–974
- Schöttker, O., Hütt, C., Jauker, F., Witt, J., Bareth, G., & Wätzold, F. (2023). Monitoring costs of result-based payments for biodiversity conservation: Will UAV-assisted remote sensing be the game-changer? *Journal for Nature Conservation*, 76, 126494
- Schucknecht, A., Seo, B., Krämer, A., Asam, S., Atzberger, C., & Kiese, R. (2022). Estimating dry biomass and plant nitrogen concentration in pre-Alpine grasslands with low-cost UAS-borne multispectral data – a comparison of sensors, algorithms, and predictor sets. *Biogeosciences*, 19, 2699–2727
- Schulte to Bühne, H., & Pettorelli, N. (2018). Better together: Integrating and fusing multispectral and radar satellite imagery to inform biodiversity monitoring, ecological research and conservation science. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 849–865
- Schuster, C., Ali, I., Lohmann, P., Frick, A., Förster, M., & Kleinschmit, B. (2011). Towards Detecting Swath Events in TerraSAR-X Time Series to Establish NATURA 2000 Grassland Habitat Swath Management as Monitoring Parameter. *Remote Sensing*, 3, 1308–1322
- Schweiger, A.K., Cavender-Bares, J., Townsend, P.A., Hobbie, S.E., Madritch, M.D., Wang, R., Tilman, D., & Gamon, J.A. (2018). Plant spectral diversity integrates functional and phylogenetic components of biodiversity and predicts ecosystem function. *Nature Ecology & Evolution*, 2, 976–982
- Shine, A.E., Mamo, M., Abagandura, G.O., Schacht, W., Volesky, J., & Wardlow, B. (2025). Unmanned Aerial Vehicle-Based Remote Sensing of Cattle Dung: Detection, Classification, and Spatial Analysis of Distribution. *Range-land Ecology & Management*, 98, 192–203
- Simoniello, T., Coluzzi, R., Guariglia, A., Imbrenda, V., Lanfredi, M., & Samela, C. (2022). Automatic Filtering and Classification of Low-Density Airborne Laser Scanner Clouds in Shrubland Environments. *Remote Sensing*, 14, 5127
- Simonson, W.D., Allen, H.D., & Coomes, D.A. (2013). Remotely sensed indicators of forest conservation status: Case study from a Natura 2000 site in southern Portugal. *Ecological Indicators*, 24, 636–647
- Simpson, G., Nichol, C.J., Wade, T., Helfter, C., Hamilton, A., & Gibson-Poole, S. (2024). Species-Level Classification of Peatland Vegetation Using Ultra-High-Resolution UAV Imagery. *Drones*, 8, 97
- Soltani, S., Feilhauer, H., Duker, R., & Kattenborn, T. (2022). Transfer learning from citizen science photographs enables plant species identification in UAV imagery. *ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 5, 100016

- Spanhove, T., Vanden Borre, J., Delalieux, S., Haest, B., & Paelinckx, D. (2012). Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? *Ecological Indicators*, 18, 403–412
- St-Onge, B., & Budei, B.C. (2015). Individual tree species identification using the multispectral return intensities of the Optech Titan lidar system. *Proceedings of SilviLaser 2015*, 71–73
- Stitt, J.M., Hudak, A.T., Silva, C.A., Vierling, L.A., & Vierling, K.T. (2022). Evaluating the Use of Lidar to Discern Snag Characteristics Important for Wildlife. *Remote Sensing*, 14, 720
- Stuart, M.B., Davies, M., Hobbs, M.J., McGonigle, A.J.S., & Willmott, J.R. (2022). Peatland Plant Spectral Response as a Proxy for Peat Health, Analysis Using Low-Cost Hyperspectral Imaging Techniques. *Remote Sensing*, 14, 3846
- Sumnall, M.J., Hill, R.A., & Hinsley, S.A. (2022). Towards Forest Condition Assessment: Evaluating Small-Footprint Full-Waveform Airborne Laser Scanning Data for Deriving Forest Structural and Compositional Metrics. *Remote Sensing*, 14, 5081
- Sun, J., Shi, S., Gong, W., Yang, J., Du, L., Song, S., Chen, B., & Zhang, Z. (2017). Evaluation of hyperspectral LiDAR for monitoring rice leaf nitrogen by comparison with multispectral LiDAR and passive spectrometer. *Scientific Reports*, 7, 40362
- Sun, Y., Xin, Q., Huang, J., Huang, B., & Zhang, H. (2019). Characterizing Tree Species of a Tropical Wetland in Southern China at the Individual Tree Level Based on Convolutional Neural Network. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12, 4415–4425
- Takada, M., Mishima, Y., & Natsume, S. (2009). Estimation of surface soil properties in peatland using ALOS/PALSAR. *Landscape and Ecological Engineering*, 5, 45–58
- Taravat, A., Wagner, M.P., & Oppelt, N. (2019). Automatic Grassland Cutting Status Detection in the Context of Spatiotemporal Sentinel-1 Imagery Analysis and Artificial Neural Networks. *Remote Sensing*, 11, 711
- Tariku, G., Ghiglieno, I., Gilioli, G., Gentilin, F., Armiraglio, S., & Serina, I. (2023). Automated Identification and Classification of Plant Species in Heterogeneous Plant Areas Using Unmanned Aerial Vehicle-Collected RGB Images and Transfer Learning. *Drones*, 7, 599
- Tariku, G., Ghiglieno, I., Simonetto, A., Gentilin, F., Armiraglio, S., Gilioli, G., & Serina, I. (2024). Advanced Image Preprocessing and Integrated Modeling for UAV Plant Image Classification. *Drones*, 8, 645
- Thers, H., Brunbjerg, A.K., Læssøe, T., Ejrnæs, R., Bøcher, P.K., & Svenning, J.-C. (2017). Lidar-derived variables as a proxy for fungal species richness and composition in temperate Northern Europe. *Remote Sensing of Environment*, 200, 102–113

- Thomsen, P.F., & Sigsgaard, E.E. (2019). Environmental DNA metabarcoding of wild flowers reveals diverse communities of terrestrial arthropods. *Ecology and Evolution*, 9, 1665–1679
- Thomsen, P.F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4–18
- Tian, J., Wang, L., Yin, D., Li, X., Diao, C., Gong, H., Shi, C., Menenti, M., Ge, Y., Nie, S., Ou, Y., Song, X., & Liu, X. (2020). Development of spectral-phenological features for deep learning to understand *Spartina alterniflora* invasion. *Remote Sensing of Environment*, 242, 111745
- Timm, B.C., Smith, S.M., & Greenspan, S.E. (2014). Remotely sensed mapping of *Ammophila* spp. distribution and density at Cape Cod National Seashore. *Journal of Coastal Research*, 30, 862–867
- Toivonen, J., Kangas, A., Maltamo, M., Kukkonen, M., & Packalen, P. (2023). Assessing biodiversity using forest structure indicators based on airborne laser scanning data. *Forest Ecology and Management*, 546, 121376
- Toivonen, J., Kangas, A., Maltamo, M., Kukkonen, M., & Packalen, P. (2024). Mapping large European aspen (*Populus tremula* L.) in Finland using airborne lidar and image data. *Canadian Journal of Forest Research*, 54, 762–773
- Torbick, N., Persson, A., Olefeldt, D., Frolking, S., Salas, W., Hagen, S., Crill, P., & Li, C. (2012). High Resolution Mapping of Peatland Hydroperiod at a High-Latitude Swedish Mire. *Remote Sensing*, 4, 1974–1994
- Toth, C., & Józków, G. (2016). Remote sensing platforms and sensors: A survey. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 115, 22–36
- Tournayre, O., Littlefair, J.E., Garrett, N.R., Allerton, J.J., Brown, A.S., Cristescu, M.E., & Clare, E.L. (2025). First national survey of terrestrial biodiversity using airborne eDNA. *Scientific Reports*, 15, 19247
- Valentin, R.E., Fonseca, D.M., Nielsen, A.L., Leskey, T.C., & Lockwood, J.L. (2018). Early detection of invasive exotic insect infestations using eDNA from crop surfaces. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16, 265–270
- van der Heyde, M., Bunce, M., Wardell-Johnson, G., Fernandes, K., White, N.E., & Nevill, P. (2020). Testing multiple substrates for terrestrial biodiversity monitoring using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology Resources*, 20, 732–745
- Vanden Borre, J., Paelinckx, D., Múcher, C.A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., & Schmidt, A.M. (2011). Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation*, 19, 116–125
- Vašutová, M., Vítovcová, K., Manukjanová, A., & Prach, K. (2023). Fungal troublemakers – using indicator species with ephemeral fruitbodies to evaluate recovery of formerly extracted raised bogs. *Ecological Indicators*, 154, 110574

- Vehmas, M., Eerikäinen, K., Peuhkurinen, J., Packalén, P., & Maltamo, M. (2009). Identification of boreal forest stands with high herbaceous plant diversity using airborne laser scanning. *Forest Ecology and Management*, 257, 46–53
- Vehmas, M., Packalén, P., Maltamo, M., & Eerikäinen, K. (2011). Using airborne laser scanning data for detecting canopy gaps and their understory type in mature boreal forest. *Annals of Forest Science*, 68, 825–835
- Virro, H., Knoch, A., Lidberg, W., Muru, M., Chan, W.T., Moges, D.M., & Uuemaa, E. (2025). Detection of drainage ditches from LiDAR DTM using U-Net and transfer learning. *Big Earth Data*, 9, 243–264
- Voormansik, K., Jagdhuber, T., Zalite, K., Noorma, M., & Hajnsek, I. (2016). Observations of Cutting Practices in Agricultural Grasslands Using Polarimetric SAR. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9, 1382–1396
- Wang, A., Chen, J., Jing, C., Ye, G., Wu, J., Huang, Z., & Zhou, C. (2015). Monitoring the Invasion of *Spartina alterniflora* from 1993 to 2014 with Landsat TM and SPOT 6 Satellite Data in Yueqing Bay, China. *PLOS ONE*, 10, e0135538
- Wang, H.-j., Fan, W.-j., Cui, Y.-k., Zhou, L., Yan, B.-y., Wu, D.-h., & Xu, X.-r. (2010). Hyperspectral Remote Sensing Monitoring of Grassland Degradation. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 30, 2734–2738
- Wang, H., Feng, C., Li, X., Yang, Y., Zhang, Y., Su, J., Luo, D., Wei, D., & He, Y. (2024). Plant Species Diversity Assessment in the Temperate Grassland Region of China Using UAV Hyperspectral Remote Sensing. *Diversity*, 16, 775
- Wang, P., Yan, Z., Yang, S., Wang, S., Zheng, X., Fan, J., & Zhang, T. (2019). Environmental DNA: An Emerging Tool in Ecological Assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103, 651–656
- Wang, S., Guan, K., Zhang, C., Lee, D., Margenot, A.J., Ge, Y., Peng, J., Zhou, W., Zhou, Q., & Huang, Y. (2022). Using soil library hyperspectral reflectance and machine learning to predict soil organic carbon: Assessing potential of airborne and spaceborne optical soil sensing. *Remote Sensing of Environment*, 271, 112914
- Wang, Z., Ginzler, C., & Waser, L.T. (2020). Assessing structural changes at the forest edge using kernel density estimation. *Forest Ecology and Management*, 456, 117639
- Weinstein, B.G. (2018). A computer vision for animal ecology. *Journal of Animal Ecology*, 87, 533–545
- Wijata, A.M., Lakota, T., Cwiek, M., Ruszczak, B., Gumiela, M., Tulczyjew, L., Bartoszek, A., Longépé, N., Smykala, K., & Nalepa, J. (2024). Intuition-1: Toward In-Orbit Bare Soil Detection Using Spectral Vegetation Indices. In *IGARSS 2024 - 2024 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 1708–1712)
- Winding, A., Bang-Andreasen, T., Hansen, L.H., Panitz, F., Krogh, P.H., Krause-Jensen, D., Stæhr, P., Nicolaisen, M., Hendriksen, N.B., Sapkota, R., Santos, S., & Andersen, L.W. (2019). eDNA in environmental monitoring. In

- Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy (p. 44). Aarhus: Aarhus University
- Wing, B.M., Ritchie, M.W., Boston, K., Cohen, W.B., & Olsen, M.J. (2015). Individual snag detection using neighborhood attribute filtered airborne lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 165–179
- Wolff, F., Lorenz, S., Korpelainen, P., Eltner, A., & Kumpula, T. (2024). UAV and field hyperspectral imaging for Sphagnum discrimination and vegetation modelling in Finnish aapa mires. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 134, 104201
- Xu, C., Zhao, D., Zheng, Z., Zhao, P., Chen, J., Li, X., Zhao, X., Zhao, Y., Liu, W., Wu, B., & Zeng, Y. (2023). Correction of UAV LiDAR-derived grassland canopy height based on scan angle. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1108109
- Xu, Y., Smith, S.E., Grunwald, S., Abd-Elrahman, A., Wani, S.P., & Nair, V.D. (2018). Estimating soil total nitrogen in smallholder farm settings using remote sensing spectral indices and regression kriging. *Catena*, 163, 111–122
- Yang, J., Xie, Y., Jeppe, K., Long, S., Pettigrove, V., & Zhang, X. (2018). Sensitive community responses of microbiota to copper in sediment toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37, 599–608
- Yang, Y., Dong, J., Tang, J., Zhao, J., Lei, S., Zhang, S., & Chen, F. (2024). Mapping Foliar C, N, and P Concentrations in An Ecological Restoration Area with Mixed Plant Communities Based on LiDAR and Hyperspectral Data. *Remote Sensing*, 16, 1624
- Yao, X., Feng, W., Zhu, Y., Tian, Y.C., & Cao, W.X. (2007). A non-destructive and real-time method of monitoring leaf nitrogen status in wheat. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50, 935–942
- Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Gielly, L., Haile, J., Edwards, M.E., Goslar, T., von Stedingk, H., Brysting, A.K., Coissac, E., Pompanon, F., Sønstebo, J.H., Miquel, C., Valentini, A., de Bello, F., Chave, J., Thuiller, W., Wincker, P., Cruaud, C., Gavory, F., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., Brochmann, C., Willerslev, E., & Taberlet, P. (2012). DNA from soil mirrors plant taxonomic and growth form diversity. *Molecular Ecology*, 21, 3647–3655
- Yu, F., Wu, Y., Wang, J., Lian, J., Wu, Z., Ye, W., & Wu, Z. (2024). Robust hyperspectral estimation of eight leaf functional traits across different species and canopy layers in a subtropical evergreen broad-leaf forest. *Ecological Indicators*, 169, 112818
- Yu, X., Hyyppä, J., Litkey, P., Kaartinen, H., Vastaranta, M., & Holopainen, M. (2017). Single-Sensor Solution to Tree Species Classification Using Multispectral Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, 9, 108
- Yu, X., Kukko, A., Kaartinen, H., Wang, Y., Liang, X., Matikainen, L., & Hyyppä, J. (2020). Comparing features of single and multi-photon lidar in boreal forests. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 168, 268–276
- Yudaputra, A., Yuswandi, A.Y., Witono, J.R., Cropper, W.P., & Usmani, D. (2024). Tree species identification in ex situ conservation areas using

- WorldView-2 Satellite Data and Machine Learning Methods: a case study in the Bogor Botanic Garden. *Tropical Ecology*, 65, 81–91
- Zahawi, R.A., Dandois, J.P., Holl, K.D., Nadwodny, D., Reid, J.L., & Ellis, E.C. (2015). Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. *Biological Conservation*, 186, 287–295
- Zellweger, F., Baltensweiler, A., Ginzler, C., Roth, T., Braunisch, V., Bugmann, H., & Bollmann, K. (2016). Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. *Journal of Biogeography*, 43, 1080–1090
- Zhang, B., Fischer, F.J., Prober, S.M., Yeoh, P.B., Gosper, C.R., Zdunic, K., & Jucker, T. (2024). Robust retrieval of forest canopy structural attributes using multi-platform airborne LiDAR. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 10, 725–742
- Zhang, J., Wei, Q., Xiong, S., Shi, L., Ma, X., Du, P., & Guo, J. (2020). A spectral parameter for the estimation of soil total nitrogen and nitrate nitrogen of winter wheat growth period. *Soil Use and Management*, 37, 698–711
- Zhang, Q., Liu, M., Zhang, Y., Mao, D., Li, F., Wu, F., Song, J., Li, X., Kou, C., Li, C., & Man, W. (2023). Comparison of Machine Learning Methods for Predicting Soil Total Nitrogen Content Using Landsat-8, Sentinel-1, and Sentinel-2 Images. *Remote Sensing*, 15, 2907
- Zhang, X., Gu, J., Azam, B., Zhang, W., Lin, M., Li, C., Jing, W., & Akhtar, N. (2025). RSV Mamba for Tree Species Classification Using UAV RGB Remote Sensing Images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 63, 1–16
- Zhao, B., Hiller, J., Awada, T., Wardlow, B., Erickson, G., & Shi, Y. (2025). Forage biomass estimation using UAV-based remote sensing and machine learning: A tool for assessing management practices. *Ecological Informatics*, 90, 103361
- Zheng, Z., Du, S., Du, S., & Zhang, X. (2020). A multiscale approach to delineate dune-field landscape patches. *Remote Sensing of Environment*, 237, 111591
- Zhou, T., Geng, Y., Chen, J., Pan, J., Haase, D., & Lausch, A. (2020). High-resolution digital mapping of soil organic carbon and soil total nitrogen using DEM derivatives, Sentinel-1 and Sentinel-2 data based on machine learning algorithms. *Science of The Total Environment*, 729, 138244
- Zhou, T., Geng, Y., Ji, C., Xu, X., Wang, H., Pan, J., Bumberger, J., Haase, D., & Lausch, A. (2021). Prediction of soil organic carbon and the C:N ratio on a national scale using machine learning and satellite data: A comparison between Sentinel-2, Sentinel-3 and Landsat-8 images. *Science of The Total Environment*, 755, 142661
- Zhu, X., Bi, Y., Du, J., Gao, X., Zhang, T., Pi, W., Zhang, Y., Wang, Y., & Zhang, H. (2023). Research on deep learning method recognition and a classification model of grassland grass species based on unmanned aerial vehicle hyperspectral remote sensing. *Grassland Science*, 69, 3–11

Zlinszky, A., Deák, B., Kania, A., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2015). Mapping Natura 2000 habitat conservation status in a pannonic salt steppe with airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 7, 2991–3019

Zlinszky, A., Schroiff, A., Kania, A., Deák, B., Mücke, W., Vári, Á., Székely, B., & Pfeifer, N. (2014). Categorizing grassland vegetation with full-waveform airborne laser scanning: a feasibility study for detecting Natura 2000 habitat types. *Remote Sensing*, 6, 8056–8087

Ørka, H.O., Næsset, E., & Bollandsås, O.M. (2009). Classifying species of individual trees by intensity and structure features derived from airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1163–1174

Appendiks 1

Oversigt over supplerende søgetermer, som er anvendt for at sikre så god literaturdækning som mulig. Til opdatering af rapporten er alle termer brugt til søgning igen dog med årstalsfilter 2022–2025:

("species identification" OR "species identity") AND (plant OR plants) AND ("airborne lidar" OR "dna metabarcoding" OR "environmental dna" OR "geographic information" OR "light detection" OR "remote sensing" OR "airborne laser" OR "aperture radar" OR "difference vegetation index" OR "hyperspectral imagery" OR "laser scanner" OR "laser scanning" OR "multispectral imagery" OR "normalized difference vegetation index" OR "remotely sensed" OR "satellite imagery" OR "satellite images" OR "satellite remote" OR "spectral mixture" OR "synthetic aperture radar" OR "unmanned aerial" OR edna OR e-dna) AND NOT (corona or covid)

("biodiversity conservation" OR "biodiversity indicator" OR "biodiversity monitoring" OR "conservation status" OR "ecological quality" OR "ecological status" OR "endangered species" OR "habitat monitoring" OR "habitat quality" OR "habitats directive" OR "human disturbance" OR "natura 2000" OR "biodiversity assessment" OR "ecological assessment" OR "ecological index" OR "surface ecological status" OR "indicator species") AND ("airborne lidar" OR "geographic information" OR "light detection" OR "remote sensing" OR "airborne laser" OR "aperture radar" OR "difference vegetation index" OR "hyperspectral imagery" OR "laser scanner" OR "laser scanning" OR "multispectral imagery" OR "normalized difference vegetation index" OR "remotely sensed" OR "satellite imagery" OR "satellite images" OR "satellite remote" OR "spectral mixture" OR "synthetic aperture radar" OR "unmanned aerial") + 2022–2025

("Tree cover") AND ("fine scale" OR "fine-scale" OR "high resolution" OR "fine resolution") AND (lidar OR ALS OR "light detection and ranging")

("Bryophyte" OR "Bryophytes" OR "moss") AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

(lichen OR lichens) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

(carbon AND nitrogen) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

(Ellenberg) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

("nitrogen" OR phosphor OR phosphorous) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

Refined by ruling out results for all crops like wheat, rye, rice, sugar etc. and by only looking at results in the topics ecology, biodiversity conservation, biology, evolutionary biology and zoology

("bare soil" AND fraction) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)
Refined by ruling out results for all crops like wheat, rye, oat, barley, rice, sugar, mine, crop, urban

lidar AND grazing AND vegetation AND structure

(ditch OR drainage OR drain OR ditches) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

radar terrain elevation changes

sar vegetation moisture

lidar ellenberg moisture

("natural watercourse" OR "natural watercourses" OR "meander" OR meandering) AND ("thermal camera" OR "remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral)

(leymus or ammophila) AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

("wood edge" OR "Forest edge" OR "woodland edge") AND ("remote sensing" OR "lidar" OR "light detection and ranging" OR radar OR hyperspectral OR multispectral OR edna)

Herudover har vi inkluderet en række tilfældige fund, fx studier, som de fremsøgte papers har citeret.



ALTERNATIVE DATAKILDER TIL OVERVÅGNING AF TERRESTRISKE NATURTYPER

Opdateret screening af muligheder for NOVANA-programmet

Denne rapport gennemgår alternative datakilder – remote sensing, environmental DNA og akustik – til indikatorerne i NOVANA-programmets overvågning af terrestriske naturtyper. For hver indikator vurderes, hvilke datakilder der findes, hvor godt de virker, og hvad der skal til for at tage dem i brug. Ingen af dem kan implementeres uden videre, men for enkelte indikatorer er der kort vej, og rapporten prioriterer, hvilke der bør undersøges først.

ISBN: 978-87-7648-093-6

ISSN: 2244-9981